

Ermittlung und Bewertung von Rückbauszenarien für abgelagerte Rückstände der thermischen Behandlung von Hausmüll

Von der
Fakultät Architektur, Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften
der Technischen Universität Carolo-Wilhelmina
zu Braunschweig

zur Erlangung des Grades eines
Doktor-Ingenieurs (Dr.-Ing.)
genehmigte

Dissertation

von
Anton Zeiner
geboren am 28. Januar 1984
aus Zwickau

Eingereicht am: 11. Januar 2019
Disputation am: 12. November 2019

Berichterstatter: Prof. Dr.-Ing. K. Fricke
Prof. Dr.-Ing. D. Goldmann

(2020)

**„Man sagt jetzt nicht mehr Abfall, sondern Sekundärrohstoff.
Man sagt nicht mehr Recycling, sondern es ist ein Ressourcenma-
nagement.
Man sagt nicht mehr Deponie, sondern anthropogenes Lager.“**

Brigitte Kranner
(Geschäftsführerin Altmetalle Kranner GmbH)

Danksagung

Die vorliegende Arbeit wurde am Leichtweiß-Institut für Wasserbau, Abteilung Abfall- und Ressourcenwirtschaft der Technischen Universität Braunschweig unter der Leitung von Herrn Prof. Dr.-Ing. Klaus Fricke angefertigt. Ihm gilt mein Dank für die Vergabe des interessanten Promotionsthemas, die Betreuung, die Anregungen und konstruktiven Vorschläge sowie für die Möglichkeiten das Promotionsthema auf nationalen und internationalen Tagungen vorzustellen.

Bedanken möchte ich mich recht herzlich bei meinen Kolleginnen und Kollegen für die angenehme Atmosphäre sowie die zahlreichen Diskussionen und die vielfältige Beteiligung während der Jahre am Institut. Besonderer Dank gilt dabei Herrn Dr.-Ing. Kai Münnich für die interessanten Anregungen, seine konstruktive Kritik und sein großes Engagement während der Bearbeitung dieser Arbeit. Weiterhin möchte ich mich bei Herrn Dr.-Ing. Sebastian Wanka sehr herzlich bedanken, der mir jederzeit hilfsbereit sowie motivierend zur Seite stand und immer interessante Anregungen bei der Bearbeitung der Arbeit parat hatte. Ebenso bedanken möchte ich mich bei Frau Dipl. Biol. Jolanthe Bambynek für ihre unzähligen Laborarbeitsstunden im Rahmen dieser Arbeit.

Mein Dank gilt weiterhin meinen studentischen Hilfskräften und Studierenden, die im Rahmen von Bachelor, Studien- oder Masterarbeiten und durch Ihr Engagement einen wesentlichen Beitrag für diese Arbeit geleistet haben.

Ich bedanke mich recht herzlich bei allen beteiligten Unternehmen für Ihren engagierten Einsatz und Ihre Hilfsbereitschaft.

Mein größter Dank gilt meinen Eltern, die mir diesen Weg ermöglicht sowie mich stets gefördert und an mich geglaubt haben.

Auch möchte ich mich herzlich bei meinem Freundeskreis für die Ablenkung und Unterstützung bedanken.

Braunschweig, Januar 2020

Anton Zeiner

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	I
Abbildungsverzeichnis	III
Tabellenverzeichnis	V
Abkürzungsverzeichnis	VIII
1 Einleitung	1
1.1 Ausgangslage	1
1.2 Problemstellung und Zielsetzung	2
2 Grundlagen	4
2.1 Status Quo Deponierückbau	4
2.1.1 Urban Mining und Landfill Mining	4
2.1.2 Ziele und Hemmnisse des Deponierückbaus	5
2.1.3 Ökonomische und ökologische Vorteile eines Deponierückbaus	6
2.1.4 Durchführung Deponierückbau	7
2.1.4.1 Rechtliche Rahmenbedingungen	7
2.1.4.2 Praktische Umsetzung	8
2.1.5 Substitution von Primärrohstoffen durch den Rückbau von Deponien mit Rückständen aus der thermischen Behandlung von Abfällen	9
2.1.5.1 Aktuelle Rohstoffsituation sowie vorteilhaft verwertbare Stoffströme	9
2.1.6 Durchgeführte Deponierückbauprojekte mit dem primären Ziel Metalle zurückzugewinnen	11
2.2 Rückstände aus der thermischen Behandlung von Abfällen	13
2.2.1 Begriffsabgrenzung der Rückstände aus der thermischen Behandlung von Abfällen	13
2.2.2 Entstehung der MVA-Rohschlacke	14
2.2.3 Einflussfaktoren auf die Eigenschaften und Beschaffenheit der MVA-Schlacke	14
2.2.4 Charakterisierende Eigenschaften der MVA-Schlacke	16
2.2.5 Alterationsprozesse der MVA-Schlacke	20
2.2.6 Auswirkung der Alterationsprozesse bei der Deponierung von MVA-Schlacke	23
2.3 Aufbereitung der MVA-Schlacke	26
2.3.1 Konventionelle Aufbereitung	26
2.3.2 Weiterführende Aufbereitung – Abtrennen feinsten Wertmetallbestandteile	28
2.3.3 Erreichbare Metallrückgewinnungsraten und MVA-Schlackequalitäten	31

2.4	Rechtlicher Rahmen für die Beseitigung und Verwertung fester Rückstände aus der thermischen Behandlung	33
2.4.1	Kreislaufwirtschaftsgesetz.....	33
2.4.2	Umweltrelevante Anforderungen nach LAGA M 19 und M 20	34
2.4.3	Bautechnische und umweltrelevante Anforderungen nach TL Gestein-StB 04.....	35
2.4.4	Umweltrelevante Anforderungen nach Versatzverordnung	39
2.4.5	Umweltrelevante Anforderungen nach Deponieverordnung.....	39
2.4.6	Entwurf der Mantelverordnung sowie der Ersatzbaustoffverordnung.....	40
2.5	Verwertungsmöglichkeiten von MVA-Schlacke	42
2.5.1	Aktuelle Marktsituation für MVA-Schlacken	42
2.5.2	Verwertungsmöglichkeiten	43
2.6	Wertstoffpotenzial abgelagerter MVA-Schlacke auf Deponien.....	45
2.6.1	Einflussfaktoren auf das Wertstoffpotenzial	45
3	Material und Methoden	48
3.1	MVA-Schlackedeponie Offenbach	48
3.2	Aufschlussbohrungen zur Erkundung des Deponiekörpers.....	54
3.3	Vor-Ort-Untersuchungen des Deponiekörpers	57
3.4	Mess- und Analysemethoden	57
3.4.1	Probenahme- und Lagerung	57
3.4.2	Erstansprache vor Ort der MVA-Schlacke	57
3.4.3	Sieb- und Sortieranalysen.....	58
3.4.4	Standardisierte Analysemethoden nach DIN	58
3.4.5	Begleit- und Störstoffanalysen	59
3.4.6	Erweiterte Analysemethoden	60
3.5	Nachhaltige Rückbauszenarien und integrierte Stoffstromanalyse	71
3.6	Ökonomische und ökologische Bewertung.....	71
3.6.1	Ökonomische Bewertung	71
3.6.2	Ökobilanzielle Bewertung.....	73
3.7	Statistische Auswertung.....	75
4	Ergebnisse	76
4.1	Vor-Ort-Untersuchungen des Deponiekörpers	76
4.2	Grundcharakterisierung der MVA-Schlacke.....	79

4.2.1	Erstansprache vor Ort	79
4.2.2	Materialstückgrößenverteilung und stoffliche Zusammensetzung	81
4.2.3	Chemische Analysen im Feststoff	84
4.2.4	Chemische Analysen im Eluat	99
4.3	Veränderung der Alkalinität und Langzeitverhalten der MVA-Schlacke	106
4.3.1	Bestimmung der Säureneutralisationskapazität (SNK)	106
4.3.2	Säulenversuche mit CO ₂ -Zugabe	107
4.3.3	Langzeitsäulenversuche	110
4.3.3.1	Sickerwasseranalysen	110
4.3.3.2	Mobilität der Metalle	114
4.4	Qualität der MVA-Schlacke hinsichtlich eines Einsatzes als Recyclingbaustoff	119
4.4.1	Waschversuche der MVA-Schlacke	119
4.4.2	Analyse der umweltrelevanten Anforderungen nach LAGA und TL-Gestein-StB 04	120
4.4.3	Analyse geotechnischer Eignungsuntersuchungen	121
4.4.4	Säulenversuche nach Mantelverordnung und Vergleich mit verschiedenen Schütteltests ..	125
4.5	Recyclingpotenzial der MVA-Schlacke hinsichtlich der enthaltenen Metalle	128
4.5.1	Spezifische erforderliche Säuremenge zur Rücklösung von Metallen	128
4.5.2	Komplexierung, Extraktion und Rückfällung unter verschiedenen Randbedingungen	132
4.6	Wiederablagerung	135
4.7	Zusammenfassende Darstellung und Bewertung der wichtigsten Ergebnisse	137
5	Nachhaltige Landfill Mining Szenarien für den Rückbau der MVA-Schlackedeponie	142
5.1	Herausforderungen bei der Planung	142
5.2	Technologische Umsetzung der nachhaltigen Landfill Mining Szenarien für den Rückbau der MVA-Schlackedeponie	143
5.2.1	Landfill Mining Szenarien 1a und 1b	144
5.2.1.1	Quantitative Wertstoffausbringung der Landfill Mining Szenarien 1a und 1b	146
5.2.1.2	Wiederablagerung des Rückstandes der Landfill Mining Szenarien 1a und 1b	151
5.2.2	Optionale Landfill Mining Szenarien 2a - 2c	151
6	Ökonomische und ökologische Bewertung	154
6.1	Betrachtete Szenarien und Betrachtungsrahmen	154
6.2	Integrierte Stoffstromanalyse der Input- und Outputströme der Landfill Mining Szenarien 1a und 1b	159
6.3	Ökonomische Bewertung	160

6.3.1	Ergebnis der ökonomischen Bewertung der LFM Szenarien 1a und 1b	161
6.3.2	Sensitivitätsanalyse.....	162
6.3.3	Schlussfolgerungen der ökonomischen Bewertung.....	163
6.4	Ökologische Bewertung	164
6.4.1	Ergebnisse der ökologischen Bewertung der LFM Szenarien 1a und 1b.....	165
6.4.1.1	Wirkungskategorie Treibhauseffekt	167
6.4.1.2	Wirkungskategorie Versauerungspotenzial	168
6.4.1.3	Wirkungskategorie kumulierter Energieaufwand	169
6.4.2	Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse	170
6.4.3	Schlussfolgerungen der ökologischen Bewertung.....	173
7	Einordnung der Ergebnisse bezüglich eines LFM Vorhabens an einer MVA-Schlackedeponie.....	174
7.1	Handlungsempfehlungen für die Planung eines LFM Vorhabens	174
7.2	Ermittlung der ökonomischen Vorteilhaftigkeit des LFM Vorhabens	176
7.3	Ermittlung der ökologischen Vorteilhaftigkeit des LFM Vorhabens	177
7.4	Entscheidungsfindung für ein LFM Vorhaben.....	178
7.4.1	Zusammenführung der ökonomischen sowie ökologischen Ergebnisse für das Beispiel „MVA-Schlackedeponie Offenbach“	178
8	Zusammenfassung	179
9	Ausblick	181
10	Literatur.....	182
Anhang	201

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1: Lebenszyklus einer Deponie	2
Abbildung 2-1: Deckung des Bedarfs an Gesteinskörnungen in Deutschland im Jahr 2014 (in Mio. Mg) (KrW-Bau, 2017).....	11
Abbildung 2-2: Mobiles Aufbereitungskonzept der MVA-Schlacke der Deponie in Maine (USA) (Wagner und Rymond, 2015)	13
Abbildung 2-3: Zusammensetzung des Abfallinputs (Summe aus Hausmüll, Sperrmüll und Gewerbeabfällen) (Dehoust, 2002)	15
Abbildung 2-4: Zeitabhängige Entwicklung des Sickerwassers eine MVA-Schlackedeponie (Achsen ohne Maßstab) (Hirschmann u. Förster, 2000)	23
Abbildung 2-5: Schematischer Aufbau einer MVA-Schlackenaufbereitung (Grünbein et al., 2015)	28
Abbildung 2-6: Verfahrensschema des RENE-Verfahrens zur Rückgewinnung von dissipative verteilten NE-Metallen im Feinkornbereich (Breitenstein, 2017b).....	30
Abbildung 2-7: Regelwerke Gesteinskörnungen im Straßen- und Erdbau (Klein, 2010).....	36
Abbildung 2-8: Verbleib von MVA-Schlacken aus Müllverbrennungsanlagen im Jahr 2009 in Deutschland (Gesamtaufkommen 4.762.000 Mg) (Alwast u. Riemann, 2010)	42
Abbildung 2-9: Anteil sekundärer Rohstoffe an der Produktion von Kupfer, Aluminium und Rohstahl in Deutschland im Jahr 2016 (BGR, 2016)	43
Abbildung 2-10: Bundesweite Hausmüllanalysen 1979/1980 und 1985 (Barghoorn, 1981; Barghoorn et al., 1986).....	46
Abbildung 2-11: Gegenüberstellung der Sortierfraktionen bei der Bundesweiten Hausmüllanalyse 1979/1980 im städtischen und ländlichen Bereich (Eder et al., 1983)	46
Abbildung 2-12: Metallgehalte (Fe- und NE-Metalle) aus verschiedenen Restabfallanalysen (Kuchta u. Enzner, 2015)	46
Abbildung 3-1: Luftaufnahme MVA-Schlackedeponie Offenbach mit Müllheizkraftwerk (r.m.n, 2014)	48
Abbildung 3-2: Belegungsplan der MVA-Schlackedeponie Offenbach (Eigenbetrieb Abfallwirtschaft und Abfallentsorgung, 1994)	49
Abbildung 3-3: Belegungsplan der MVA-Schlackedeponie Offenbach (Eigenbetrieb Abfallwirtschaft und Abfallentsorgung, 1994)	50
Abbildung 3-4: Lage der Bohrpunkte für das Untersuchungsprogramm aus dem Jahr 1995 (Kieser et al., 1995).....	51
Abbildung 3-5: Wasserhaushalt der Deponie (r.m.n, 2014)	53
Abbildung 3-6: Lage der Bohrpunkte auf der horizontalen Kuppe der Schlackedeponie Offenbach....	55
Abbildung 3-7: Durchführung der Rammkernbohrung auf der MVA-Schlackedeponie Offenbach im Jahr 2015.....	55
Abbildung 3-8: Lage der vergleichbaren Bohrungen 2015 und 1995.....	57
Abbildung 3-9: Anteile der „Kohlensäureform“ CO_2 , HCO_3^- und CO_3^{2-} an der Konzentrationssumme, berechnet für 25 °C (Fritsch et al., 2014)	62
Abbildung 3-10: Versuchsaufbau Langzeitsäulenversuche	64

Abbildung 3-11: Versuchsaufbau Langzeitsäulenversuche sowie Darstellung der Entnahmestellen für Feststoffproben.....	65
Abbildung 3-12: Schematischer Aufbau Perkulationsverfahren im Aufwärtsstrom (DIN 19528,2009) .	67
Abbildung 3-13: Versuchsaufbau zur Untersuchung des Extraktionsverhaltens	69
Abbildung 3-14: Versuchsablauf zur Rückfällung aus der Extraktion der MVA-Schlacke	70
Abbildung 3-15: Kapitalwertmethode zur Bestimmung des ökonomischen Totalerfolges einer Handlungsoption (Pape, 2018).....	72
Abbildung 3-16: Rahmen einer Ökobilanz (DIN EN ISO 1404, 2012).....	74
Abbildung 4-1: Temperaturmessungen in den Bohrlöchern während des Niederbringens der Bohrungen	76
Abbildung 4-2: Vergleich ausgewählter Temperaturmessungen des Jahres 2015 mit denen aus dem Jahr 1995.....	77
Abbildung 4-3: Gaszusammensetzung über die Tiefe der Bohrkerne (CDM Smith GmbH, 2015).....	78
Abbildung 4-4: Über den Tag gemittelte Immissionswerte für Partikel PM ₁₀ und PM _{2,5} im Nahbereich der Bohrungen (CDM Smith GmbH, 2015)	79
Abbildung 4-5: Bestandteile der MVA-Schlacke (Keramik, Stoffreste, Bauschutt, Metalle und Glas) ..	79
Abbildung 4-6: Sieblinien der Materialien der Bohrungen BK02 und BK03	82
Abbildung 4-7: Sieblinien der Materialien des Bohrkerns BK05 differenziert nach Ablagerungstiefe...	82
Abbildung 4-8: Sieblinien der Materialien der Bohrungen BK02 und BK03 im Vergleich zu heutigen MVA-Schlacken	83
Abbildung 4-9: Sortieranalysen der MVA-Schlacke der Bohrungen BK02 und BK03 (nass gesiebt) ...	83
Abbildung 4-10: unterschiedliche Konglomerate mit unterschiedlichen Einschlüssen	83
Abbildung 4-11: Sortieranalysen der einzelnen Siebklassen der Bohrkerne BK02 und BK03 (nass gesiebt)	84
Abbildung 4-12: Wassergehalt der Bohrungen über die Höhe.....	85
Abbildung 4-13: Vergleich ausgewählter Wassergehalte des Jahres 2015 mit denen aus dem Jahr 1995.....	85
Abbildung 4-14: Glühverlust in Abhängigkeit der Materialstückklasse	86
Abbildung 4-15: TOC im Feststoff über die Ablagerungshöhe.....	86
Abbildung 4-16: TOC im Feststoff in Abhängigkeit der Materialstückklasse	87
Abbildung 4-17: Vergleich der GV und der TOC-Gehalte in den Einzelproben der Bohrung BK05	87
Abbildung 4-18: CaCO ₃ im Feststoff über die Ablagerungshöhe	88
Abbildung 4-19: CaCO ₃ im Feststoff in Abhängigkeit der Materialstückklasse.....	89
Abbildung 4-20: Vergleich ausgewählter CaCO ₃ Konzentrationen des Jahres 2015 mit denen aus dem Jahr 1995.....	89
Abbildung 4-21: Ca im Feststoff über die Ablagerungshöhe.....	89
Abbildung 4-22: Ca im Feststoff in Abhängigkeit der Materialstückklasse	90
Abbildung 4-23: Schwermetallanalysen in den Mischproben der Bohrkerne BK01 bis BK05	91
Abbildung 4-24: Fe-Konzentrationen im Feststoff über die Ablagerungshöhe	92
Abbildung 4-25: Fe-Konzentrationen im Feststoff in Abhängigkeit der Materialstückklasse	92
Abbildung 4-26: Al-Konzentrationen im Feststoff über die Ablagerungshöhe	93

Abbildung 4-27: Al-Konzentrationen im Feststoff in Abhängigkeit der Materialstückklasse	93
Abbildung 4-28: Zn-Konzentrationen im Feststoff über die Ablagerungshöhe	94
Abbildung 4-29: Zn-Konzentrationen im Feststoff über die Ablagerungshöhe und in Abhängigkeit der Materialstückklasse	94
Abbildung 4-30: Cu-Konzentrationen im Feststoff über die Ablagerungshöhe	95
Abbildung 4-31: Cu-Konzentrationen im Feststoff in Abhängigkeit der Materialstückklasse	95
Abbildung 4-32: Magnetischer Anteil der Bohrkern BK02 und BK03 in Abhängigkeit der Materialstückklasse	96
Abbildung 4-33: Mittlere Wertmetallkonzentrationen im magnetischen und nicht-magnetischen Anteil der Bohrkern BK02 und BK03 in Abhängigkeit der Materialstückklasse	97
Abbildung 4-34: Asbestfund im Bohrkern BK04 in einer Ablagerungshöhe von 133,49 m NN	98
Abbildung 4-35: Phosphatkonzentrationen im Feststoff über die Ablagerungshöhe	99
Abbildung 4-36: pH-Wert im Eluat über die Ablagerungshöhe	100
Abbildung 4-37: Vergleich ausgewählter pH-Werte des Jahres 2015 mit denen aus dem Jahr 1995	100
Abbildung 4-38: Redoxpotenzial im Eluat über die Ablagerungshöhe	101
Abbildung 4-39: Zusammenhang zwischen pH-Wert und Redoxpotenzial in den Bohrkernen BK01 – BK05 über die Ablagerungshöhe	101
Abbildung 4-40: Ca im Eluat über die Ablagerungshöhe	102
Abbildung 4-41: Vergleich ausgewählter Calcium (Ca) Konzentrationen im Eluat des Jahres 2015 mit denen aus dem Jahr 1995	102
Abbildung 4-42: Sulfatkonzentrationen im Eluat über die Ablagerungshöhe	103
Abbildung 4-43: Sulfatkonzentrationen im Eluat in Abhängigkeit der Materialstückklasse	103
Abbildung 4-44: Chloridkonzentrationen im Eluat über die Ablagerungshöhe	104
Abbildung 4-45: Chloridkonzentrationen im Eluat in Abhängigkeit der Materialstückklasse	104
Abbildung 4-46: Elektrische Leitfähigkeit im Eluat über die Ablagerungshöhe	105
Abbildung 4-47: Zusammenhang von elektrischer Leitfähigkeit und Chlorid im Eluat	105
Abbildung 4-48: pH-Wert Verlauf und zugegebene Menge an HCl während der Titration und Bestimmung der SNK nach 24 h im Bohrkern BK01 in unterschiedlichen Ablagerungstiefen	107
Abbildung 4-49: Gegenüberstellung des gelösten Ca in den Eluaten der beiden Säulen mit pH-Werten der Eluate	109
Abbildung 4-50: Gegenüberstellung der gelösten Schwermetalle in Säule 1 und 2 mit dem jeweiligen pH-Wert	109
Abbildung 4-51: Verlauf pH-Wert sowie elektrische Leitfähigkeit bei einem Niederschlag mit pH-Wert 5,5 und Konzentration an ausgewaschenem Ca im Sickerwasser	111
Abbildung 4-52: Verlauf pH-Wert sowie elektrische Leitfähigkeit bei einem Niederschlag mit pH-Wert 4,5 und Konzentration an ausgewaschenem Ca im Sickerwasser	112
Abbildung 4-53: Verlauf pH-Wert sowie elektrische Leitfähigkeit bei einem Niederschlag mit pH-Wert 2,0 und Konzentration an ausgewaschenem Ca im Sickerwasser	113
Abbildung 4-54: Konzentrationsverteilung Ca in den Säulen nach dem Versuch von 171 Tagen	114

Abbildung 4-55: Cu-Konzentrationen an den Entnahmestellen der Feststoffproben in den Säulen abhängig vom pH-Wert der Beregnung.....	116
Abbildung 4-56: Zn-Konzentrationen an den Entnahmestellen der Feststoffproben in den Säulen abhängig vom pH-Wert der Beregnung.....	117
Abbildung 4-57: Ni-Konzentrationen an den Entnahmestellen der Feststoffproben in den Säulen abhängig vom pH-Wert der Beregnung.....	118
Abbildung 4-58: Prozentuale Veränderung der Cu-Konzentrationen im Feststoff der Grobfraction und Feinfraction durch die nassmechanische Aufbereitung	120
Abbildung 4-59: Ergebnisse der Proctorversuche von mehrere Jahre gealterter MVA-Schlacke und Kiessand gleicher Kornverteilung (Schlömp, 2014)	122
Abbildung 4-60: Ergebnisse der eindimensionalen Kompressionsversuche der mehrere Jahre gealterten MVA-Schlacke und von Kiessand gleicher Kornverteilung (Schlömp, 2014)	123
Abbildung 4-61: Ergebnisse der Scherversuche von gealterter MVA-Schlacke und Kiessand gleicher Kornverteilung (Schlömp, 2014)	124
Abbildung 4-62: Verteilung der Chlorid- und Sulfatkonzentrationen bis zu einem W/F-Verhältnis von 6/1 in den untersuchten Materialstückklassen	127
Abbildung 4-63: Fe-Lösung in BK04 nach schwefelsaurem Aufschluss in Abhängigkeit von pH-Wert und Ablagerungstiefe.....	129
Abbildung 4-64: Cu-Lösung in BK04 nach schwefelsaurem Aufschluss in Abhängigkeit von pH-Wert und Ablagerungstiefe.....	129
Abbildung 4-65: Zn-Lösung in BK04 nach schwefelsaurem Aufschluss in Abhängigkeit von pH-Wert und Ablagerungstiefe.....	130
Abbildung 4-66: Spezifischer Säureverbrauch in Abhängigkeit von Cu-Rückgewinnungsrate und Ablagerungshöhe im Bohrkern BK04	130
Abbildung 4-67: Spezifischer Säureverbrauch in Abhängigkeit von Zn-Rückgewinnungsrate und Ablagerungshöhe im Bohrkern BK04	131
Abbildung 4-68: Ergebnisse der Extraktion von Kupfer unter Variation der Säuremenge und des Komplexierungsmittels in BK03 (A) und BK04 (B)	133
Abbildung 4-69: Ergebnisse der Extraktion von Zink unter Variation der Säuremenge und des Komplexierungsmittels in BK03 (A) und BK04 (B)	133
Abbildung 4-70: Extraktion von Cu (A) und Zn (B) aus Mischproben der Bohrkern BK04 und BK03 mit Variation der Zeit, der Temperatur und der Säuremenge	134
Abbildung 4-71: Fällung von Cu (A) und Zn (B) unter Variation des pH-Wertes und der Temperatur aus Mischproben der Bohrkern BK03 und BK04	135
Abbildung 5-1: Landfill Mining Szenario 1a	145
Abbildung 5-2: Landfill Mining Szenario 1b	145
Abbildung 5-3: Aufbereitung der Feinfraction (< 4 mm) mit dem RENE-Verfahren	146
Abbildung 5-4: Gemittelttes quantitatives Ergebnis der Modellberechnung für LFM Szenario 1a.....	148
Abbildung 5-5: Gemittelttes quantitatives Ergebnis der Modellberechnung für LFM Szenario 1b.....	150

Abbildung 5-6: Ablagerungsbereich des Rückstandes der 1. und 2. Stufe des RENE-Verfahrens (628.230 Mg)	151
Abbildung 6-1: Betrachtungsbereiche für die ökonomische Bewertung der LFM Szenarien 1a und 1b	155
Abbildung 6-2: Bilanzierungsrahmen der ökologischen Betrachtung der LFM Szenarien 1a und 1b.	158
Abbildung 6-3: Kapitalwerte und zugehörige Zahlungskategorien der LFM Szenarien 1a und 1b für das fiktive LFM-Vorhaben mit Start im Jahr 2019 im Vergleich mit den anfallenden Zahlungen der Deponiestillegung und -nachsorge für die MVA-Schlackedeponie Offenbach	162
Abbildung 6-4: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse des LFM Szenarios 1a und 1b	163
Abbildung 6-5: Vergleich der Gutschriften der LFM Szenarien 1a und 1b.....	166
Abbildung 6-6: Ökologische Auswirkung "Treibhauspotenzial" der LFM Szenarien 1a und 1b.....	168
Abbildung 6-7: Ökologische Auswirkung "Versauerungspotenzial" der Szenarien 1a und 1b.....	169
Abbildung 6-8: Ökologische Auswirkung KEA der Szenarien 1a und 1b	170
Abbildung 6-9: Ergebnisse des Treibhauspotenzials für die Sensitivitätsanalyse	171
Abbildung 6-10: Ergebnisse des Versauerungspotenzials für die Sensitivitätsanalyse	172
Abbildung 6-11: Ergebnisse des KEA für die Sensitivitätsanalyse	173

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1: Systematische Kategorisierung des Urban Mining (Mocker et al., 2009)	4
Tabelle 2-2: Motivation und Hemmnisse bezüglich eines Deponierückbaus (Mocker et al., 2009; Fricke et al., 2012; Gosten, 2009; Krook et al., 2012; Krüger et al., 2016)	6
Tabelle 2-3: Vorgehensweise beim Rückbau von Deponien (Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten Rheinland-Pfalz, 1996)	8
Tabelle 2-4: Theoretisch erzielbare Energie- und CO ₂ -Einsparpotenziale nach KEA bei der Wertmetallrückgewinnung aus MVA-Schlacke mit der weitgehenden MVA-Schlackeaufbereitung (Wiemer und Gronholz, 2011)	10
Tabelle 2-5: Ergebnisse der Aufbereitung der zurückgebauten MVA-Schlacke der Deponie Elbiggraben (Bau- und Umweltschutzdirektion Kanton Basel-Landschaft, 2012)	12
Tabelle 2-6: Kosten für ein Landfill Mining von Hausmülldeponien (Wagner und Raymond, 2015)	13
Tabelle 2-7: Makroskopische Zusammensetzung von Rohschlacke nach unterschiedlichen Literaturangaben	16
Tabelle 2-8: Übersicht der wichtigsten mineralischen Hauptbestandteile von Schlacken (Lam et al., 2010)	17
Tabelle 2-9: Konzentrationen von PCDD/PCDF im Rauchgas an verschiedenen Stellen im Abgaskanal einer MVA-Anlage (Lenoir u. Fiedler, 1992)	18
Tabelle 2-10: Konzentrationen an PCDD/PCDF verschiedener MVA-Anlage (Lam et al, 2010)	18
Tabelle 2-11: Übersicht der wichtigsten Metalle in Schlacken nach unterschiedlichen Literaturdaten	19
Tabelle 2-12: Übersicht über einige wichtige Metalle der Seltenen Erden sowie der strategisch wichtigen Metalle in MVA-Schlacke nach unterschiedlichen Literaturdaten	19
Tabelle 2-13: Übersicht der Eluatkonzentrationen von MVA-Rohschlacke und MVA-Schlacke nach Literaturdaten	20
Tabelle 2-14: Alterationsreaktionen mit den jeweiligen Reaktionsenthalpien (soweit angegeben) (Klein, 2002)	21
Tabelle 2-15: Pufferbereiche in MVA-Schlacke (Klinger, 1994)	24
Tabelle 2-16: Aufbereitungsmethoden und Aufbereitungstiefe im europäischen Vergleich (Kuchta et al. 2016)	26
Tabelle 2-17: Verschiedene weiterführende Aufbereitungen mit dem Ziel der Abtrennung feinsten Wertmetallbestandteile	29
Tabelle 2-18: Rahmenparameter für die ammoniakalische Laugung der dritten Prozessstufe des RENE-Verfahrens (Breitenstein, 2017b)	30
Tabelle 2-19: Metallrückgewinnungsraten aus MVA-Schlacken unterschiedlicher Literaturangaben ..	31
Tabelle 2-20: MVA-Schlackenqualitäten nach konventioneller und weitergehender Aufbereitung	32
Tabelle 2-21: Ergebnisse der Rückgewinnung von NE-Metallen durch das RENE-Verfahren aus unterschiedlichen MVA-Schlacken der Fraktion < 6 mm (nach Breitenstein, 2017b) ...	33
Tabelle 2-22: Zuordnungswerte der Einbauklassen nach LAGA M 20 (LAGA, 2003)	34
Tabelle 2-23: Zuordnungswerte im Feststoff und Eluat für MVA-Schlacken (LAGA, 2003)	35
Tabelle 2-24: Anwendungsmöglichkeiten für MVA-Schlacke (M HMVA , 2014)	36

Tabelle 2-25: Allgemeine Bautechnische Anforderungen von MVA-Schlacken (nach M HMVA, 2014)	37
Tabelle 2-26: Bautechnische Anforderungen an MVA-Schlacke in Schichten ohne Bindemittel (TL Gestein-StB 04, 2007)	37
Tabelle 2-27: Anforderungen an die stoffliche Zusammensetzung von MVA-Schlacke (TL Gestein-StB 04, 2007)	37
Tabelle 2-28: Zuordnungswerte für MVA-Schlacken nach TL-Gestein-StB 04 (TL-Gestein-StB 04, 2007)	38
Tabelle 2-29: Bautechnische Angaben nach TL BuB E-StB (TL BuB E-StB, 2009)	38
Tabelle 2-30: Grenzwertkonzentrationen der Rückgewinnung von Metallen im Abfall nach VersatzV (VersatzV, 2002)	39
Tabelle 2-31: Vergleich der umweltrelevanten Qualitätsanforderungen an MVA-Schlacke nach LAGA M 20 / M 19 und EBV (BMUB, 2017b; LAGA, 2003; LAGA, 1994)	41
Tabelle 2-32: Verwertungsbeispiele Deponiebau (REMIX Mineralstoff GmbH, 2018)	44
Tabelle 2-33: Verwertungsbeispiele Straßenbau (REMIX Mineralstoff GmbH, 2018)	44
Tabelle 2-34: Schwermetallgrenzwerte für den Einsatz in der Zementklinkerproduktion für die Verwertung bei der Cemex OstZement GmbH (Breitenstein, 2017b)	45
Tabelle 3-1: Zusammensetzung der abgelagerten Verbrennungsrückstände (Kieser et al., 1995)	49
Tabelle 3-2: Feststoff- und Eluatanalysen ausgewählter Bohrungen verschiedenster Höhen des Untersuchungsprogramm aus dem Jahr 1995 (Kieser et. al., 1995)	52
Tabelle 3-3: Mittlere Sickerwasserkonzentrationen in 2014 (r.m.n, 2014)	53
Tabelle 3-4: Mittlere Grundwasserkonzentration in 2014 (r.m.n, 2014)	54
Tabelle 3-5: Geländehöhen und Erkundungstiefen der Bohrkerne BK01 – BK05 (bfm-wi, 2015)	56
Tabelle 3-6: Bohrprogramm BK01 – BK05 mit Höhenangabe der gewonnenen Proben	56
Tabelle 3-7: Vor Ort Untersuchungsprogramm im Bohrloch und im Nahbereich der Bohrkerne (CDM Smith, 2015)	57
Tabelle 3-8: Analysen für Feststoffparameter	58
Tabelle 3-9: Analysen für Eluatparameter	59
Tabelle 3-10: erweiterte Analysemethoden der MVA-Schlacke	60
Tabelle 3-11: Untersuchungsprogramm zur Bestimmung der SNK	61
Tabelle 3-12: Tiefenbereiche des Bohrkerns BK01 für die Bestimmung der SNK	61
Tabelle 3-13: Versuchsdaten zu Säulenversuche mit aktiver CO ₂ -Zugabe	63
Tabelle 3-14: Versuchsdaten zu Langzeitsäulenversuche	64
Tabelle 3-15: W/F-Verhältnisse für die grundlegende Charakterisierung nach DIN 19528 (DIN19528, 2009)	65
Tabelle 3-16: Versuchsdaten zu Säulenversuche angelehnt an DIN19528	66
Tabelle 3-17: Tiefenbereiche der Bohrkerne BK04 und BK01 für die Titrationsversuche	67
Tabelle 3-18: Randbedingungen für die Untersuchungen zum Komplexierungsverhalten der MVA-Schlacke	69
Tabelle 3-19: Randbedingungen für die Untersuchungen zum Extraktionsverhalten der MVA-Schlacke	69
Tabelle 3-20: Randbedingungen für Rückfällung aus der Extraktion der MVA-Schlacke	70

Tabelle 3-21: pH-Werte für die Fällung ausgewählter Metalle (Harting, 1991).....	70
Tabelle 3-22: Randbedingungen für die Waschversuche der MVA-Schlacke	71
Tabelle 3-23: Wichtige Verfahren der Wirtschaftlichkeitsberechnung (Bender, 2016)	71
Tabelle 3-24: Entscheidungsrelevante Größen für die ökonomische Bewertung (Breitenstein et al., 2016).....	73
Tabelle 3-25: Variationen der Sensitivitätsanalyse der ökonomischen Betrachtung	73
Tabelle 3-26: Gewichtungsfaktoren zur Berechnung des Treibhauspotenzials (Stocker et.al, 2013) ..	74
Tabelle 3-27: Gewichtungsfaktoren zur Berechnung des Versauerungspotenzials (Stocker et al, 2013)	75
Tabelle 3-28: Sensitivitätsanalyse der ökologischen Betrachtung	75
Tabelle 4-1: Mächtigkeit und Zusammensetzung der Überdeckung der MVA-Schlacke (bfm-wi, 2015)	80
Tabelle 4-2: Aufgefüllte MVA-Schlacke (bfm-wi, 2015).....	80
Tabelle 4-3: GV und TOC-Konzentrationen im Feststoff der MVA-Schlacke der Materialstückklasse < 4 mm und 4mm bis 16 mm aller Bohrkerne im Vergleich zu den zulässigen Werten der DepV (CDM Smith Consult GmbH, 2015)	88
Tabelle 4-4: Mineralische Zusammensetzung der MVA-Schlacke im Vergleich mit Literaturdaten und Analysen aus dem Jahr 1995	90
Tabelle 4-5: Vergleich der Schwermetallkonzentrationen im Feststoff in frischen Schlacken aus der Aufbereitungsanlage Flörsheim-Wicker mit Analysen aus den Jahren 2015 und 1995	96
Tabelle 4-6: Vergleich verschiedener Parameter im Eluat von frischer Schlacke aus der Aufbereitungsanlage Flörsheim-Wicker mit Analysen aus den Jahren 2015 und 1995	106
Tabelle 4-7: Vergleich der Schwermetallkonzentrationen im Eluat von frischen Schlacken aus der Aufbereitungsanlage Flörsheim –Wicker mit Analysen aus den Jahren 2015 und 1995	106
Tabelle 4-8: SNK im Bohrkern BK01 in Abhängigkeit der Ablagerungstiefe.....	107
Tabelle 4-9: Vergleich der Sulfatkonzentrationen in den Eluaten der Grobfraktion und Feinfraktion mit den Konzentrationen im Prozesswasser	119
Tabelle 4-10: Vergleich der Chloridkonzentrationen in den Eluaten der Grobfraktion und Feinfraktion mit den Konzentrationen im Prozesswasser	120
Tabelle 4-11: Deklarationsanalytik umweltrelevanter Anforderung nach LAGA und TL-Gestein-StB 04 der Bohrkerne BK01, BK03 und BK04 (> 4 mm) (BIOLAB Umweltanalysen GmbH, 2018).....	121
Tabelle 4-12: Ergebnisse der Setzungsänderung (Δs_j) sowie das Steifemodul der j-ten Lasterhöhung (E_{sj}) der mehrere Jahre gealterten MVA-Schlacke sowie für Kiessand der gleichen Kornverteilung (Schlömp, 2014)	123
Tabelle 4-13: Ergebnisse der Durchlässigkeitsbeiwerte (k_{10} -Wert) bei 10 °C Wassertemperatur (Schlömp, 2014)	124
Tabelle 4-14: Ergebnisse der Trockenmasseverluste nach 10 Frost-Tau-Wechseln (Schlömp, 2014)	124

Tabelle 4-15: Raumbeständigkeitskennwerte der Versuche mit mehrere Jahre sowie fünf Wochen gealterter MVA-Schlacke (Schlömp, 2014)	125
Tabelle 4-16: Versuchsdauer und Eluatvolumen der Säulenversuche angelehnt an DIN 19528	126
Tabelle 4-17: Ergebnisse der Übereinstimmungsuntersuchungen der Säulenversuche angelehnt an DIN 19528 und Vergleich mit den Grenzwerten der EBV	126
Tabelle 4-18: Ergebnisse der Übereinstimmungsuntersuchung nach Säulenversuchen (W/F-Verhältnis 2/1) im Abgleich zu den Ergebnissen aus dem Schüttelversuchen (W/F-Verhältnis 2/1 und 10/1)	128
Tabelle 4-19: Spezifischer Säureverbrauch und Rückgewinnungsrate von Cu und Zn im pH-Wert Bereich von 0,8 bis 1,2 im Bohrkern BK04.....	132
Tabelle 4-20: Quantitative Rückgewinnung von Cu und Zn aus der Extraktion der Mischproben von Bohrkern BK03 und BK04 bei pH-Wert $\approx 1,3$	135
Tabelle 4-21: Ablagerungskriterien der MVA-Schlacke der Materialstückklasse 4 bis 16 mm aller Bohrkern (CDM Smith Consult GmbH, 2015)	136
Tabelle 4-22: Ablagerungskriterien der MVA-Schlacke der Materialstückklasse < 4 mm aller Bohrkern (CDM Smith Consult GmbH, 2015)	136
Tabelle 4-23: Zusammenfassung einiger analysierter Parameter im Feststoff und Eluat mit Bezug zur Ablagerungshöhe und Materialstückklasse.....	138
Tabelle 5-1: LFM Szenarien zur Aufbereitung der MVA-Schlacke.....	143
Tabelle 5-2: Ergebnisse der Technikumsversuche zur Separation der MVA-Schlacke und Vergleich mit Literaturangaben	147
Tabelle 5-3: Berechnungsgrundlage der Massenausbringung für den Magnetscheider und Wirbelstromscheider (bezogen auf die jeweilige Inputmasse)	147
Tabelle 5-4: Ergebnisse der Massenausbringung des Szenarios 1a.....	147
Tabelle 5-5: Ergebnisse der Massenausbringung des Szenarios 1b.....	149
Tabelle 5-6: Optionale LFM Szenarien 2a bis 2c	152
Tabelle 5-7: Input-Material in die MVA-Schlackenaufbereitungsanlage Rhein-Main Deponie GmbH (Bachmann, 2018)	152
Tabelle 5-8: Erzeugte Siebschnitte bei der Aufbereitung von Rost-, Kesselaschen sowie Schlacken in der MVA-Schlackenaufbereitungsanlage Rhein-Main Deponie GmbH sowie die Ausbringungsmengen von 2016 und 2017 (Bachmann, 2018).....	152
Tabelle 6-1: Durchsatz, Betriebszeit und Anlagenverfügbarkeit der drei Betrachtungsbereiche.....	155
Tabelle 6-2: Investitionskosten und spezifische Verbrauchsdaten für die drei Betrachtungsbereiche der ökonomischen Bewertung	157
Tabelle 6-3: Energie- und Stoffstromkosten für die drei Betrachtungsbereiche der ökonomischen Bewertung	157
Tabelle 6-4: Gesamtbedarf an elektrischer Energie, Diesel und Wasser der drei Betrachtungsbereiche der ökonomischen Bewertung	159
Tabelle 6-5: Berechnung der durch den Rückbau und die Aufbereitung der MVA-Schlacke entstehenden CO ₂ -Emissionen der drei Betrachtungsbereiche der ökonomischen Bewertung	160

Tabelle 6-6: Outputmassen der drei Betrachtungsbereiche der ökonomischen Bewertung	160
Tabelle 6-7: Investitionskosten und prozessbedingte Zahlungen des sechsjährigen Rückbaus der MVA-Schlackedeponie Offenbach (LFM Szenario 1a und 1b)	161
Tabelle 6-8: Erlöse und Kosten der Outputströme aus der Aufbereitung der LFM Szenarien 1a und 1b	161
Tabelle 6-9: Variation der Sensitivität der metallischen Stoffströme für die LFM Szenarien 1a und 1b	162
Tabelle 6-10: Variation der Preise der erzeugten Stoffströme für die LFM Szenarien 1a und 1b	163
Tabelle 6-11: Datenbasis für die Berechnung der Ökobilanziellen Betrachtung der LFM Szenarien 1a und 1b.....	164
Tabelle 6-12: Potentielle Umweltbelastung während der Betriebsphase der Aufbereitung der MVA- Schlacke im LFM Szenario 1a und 1b.....	165
Tabelle 6-13: Potentielle Umweltauswirkungen durch die Verwertung der erzeugten Stoffströme im LFM Szenario 1a und 1b	166
Tabelle 6-14: Potentielle Umweltauswirkung durch die Beseitigung der Reststoffe im LFM Szenario 1a und 1b.....	167
Tabelle 6-15: Gesamtbilanz der potentiellen Umweltauswirkungen der LFM Szenarien 1a und 1b ..	167
Tabelle 6-16: Variation der Sensitivität der erzeugten metallischen Stoffströme für die LFM Szenarien 1a und 1b.....	170
Tabelle 6-17: Anpassung des Stromverbrauchs der LFM Szenarien 1a und 1b	171

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bedeutung
Äq	Äquivalent
AOX	Adsorbierbare organische Halogenverbindungen im Wasser
ARA	Abwasserreinigungsanlage
ArbSchG	Arbeitsschutzgesetz
AP	Versauerungspotenzial
AT	Atmungsaktivität
BAFU	Bundesamt für Umwelt
BaustellV	Baustellenverordnung
BBodSchG	Bundesbodenschutzgesetz
BBodSchV	Bundesbodenschutzverordnung
BBS	Bundesverband Baustoffe – Steine und Erden e.V.
bfm-wi	Baugrundinstitut Franke-Meißner u. Partner GmbH
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
BHMA	Bundesweite Hausmüllanalyse
BioStoffV	Biostoffverordnung
BK	Bohrkern
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BMUB	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit
BWB	Bewässerungsbrause
C	Metallgehalt
CSB	Chemischen Sauerstoffbedarfs
DepV	Deponieverordnung
DIN	Deutsche Industrie Norm
DK	Deponieklasse
DOC	Gelöste organischer Kohlenstoff
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
E	Elastizitätsmodul
EBV	Ersatzbaustoffverordnung
ELFM	Enhanced Landfill Mining
EOX	Extrahierbare organisch gebundene Halogene
ErsatzbaustoffV	Ersatzbaustoffverordnung
Fe-Metalle	Eisenmetalle
FS	Feuchtsubstanz
GB	Gasbildungspotenzial
GEMIS	Globales Emissionsmodell Integrierter Systeme
GFS	Geringfügigkeitsschwellen
GefStoffV	Gefahrstoffverordnung
Gl	Gleichung
GOK	Geländeoberkante
GrwV	Grundwasserverordnung
GV	Glühverlust
H	Enthalpie
HDR	Hochdruckreiniger
ifeu	Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH
KB	Kernbohrung
KEA	Kumulierter Energieaufwand
KDB	Kunststoffdichtungsbahnen
KW	Kapitalwert
KrW-/ AbfG	Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (außer Kraft getreten)
KrWG	Kreislaufwirtschaftsgesetz
LABO	Länderarbeitsgemeinschaft Boden
LAGA	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LF	Leitfähigkeit
LFM	Landfill Mining
LfU	Bayerische Landesamt für Umwelt
m	Masse
MantelV	Mantelverordnung

MAX	Maximum
MEB	Mineralische Ersatzbaustoffe
MHKW	Müllheizkraftwerk
MIN	Minimum
Mio	Millionen
MVA	Hausmüllverbrennung
MW	Mittelwert
N	Norden
NE-Metalle	Nichteisenmetalle
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCDD/PCDF	Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und -furane
PM	Particulate Matter (Feinstaub)
Q	Quote
R	Rückgewinnungsrate
r.m.n.	Rhein-Main Deponienachsorge GmbH
RT	Raumtemperatur
SAV	Standardarbeitsvorschrift
SNK	Säureneutralisationskapazität
THG	Treibhausgaspotenzial
TL	Technische Lieferbedingungen
TL-BuB E-StB	Technische Lieferbedingung für Böden und Baustoffe im Erdbau des Straßenbaus
TL SoB-StB	Technische Lieferbedingung für Schichten ohne Bindemittel
TIC	Gesamter anorganischer Kohlenstoff
TOC	Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff
TP	Technische Prüfvorschriften
TP Beton-StB	Technische Prüfvorschriften für Tragschichten mit hydraulischen Bindemitteln und Fahrbahndecken aus Beton
TS	Trockensubstanz
TVöD-E	Tarifvertrag für den öffentlichen Dienst Entsorgung
u.N.	Unterhalb der jeweiligen Nachweisgrenze
USt.	Umsatzsteuer
UVPG	Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung
V	Volumen
VerpackV	Verpackungsverordnung
VersatzV	Versatzverordnung
WG	Wassergehalt
W/F-Verhältnis	Wasser-Feststoff-Verhältnis
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
Vol	Volumen
WSG	Wertstoffgehalt
WSP	Wertstoffpreis
ZTV	Zusätzliche Technische Vertragsbedingungen
ZTV LW	Zusätzliche Technische Vertragsbedingungen und Richtlinien für die Befestigung ländlicher Wege
ZTV SoB-StB	Zusätzliche Technische Vertragsbedingungen und Richtlinien für Schichten ohne Bindemittel
ZTV E-StB	Zusätzliche Technische Vertragsbedingungen und Richtlinien im Erdbau

Einheiten

€	Euro
°C	Grad Celsius
%	Prozent
a	Jahr
cm	Zentimeter
cm ²	Quadratcentimeter
cm ³	Kubikcentimeter
d	Tag
dm ³	Quadratdezimeter
g	Gramm
h	Stunde
ha	Hektar
I-TE	Toxizitäts-Äquivalent
J	Joule
kg	Kilogramm
l	Liter
m	Meter
m ²	Quadratmeter
m ³	Kubikmeter
Ma.-%	Masseprozent
Mg	Megagramm
min	Minute
mol	Mol
MW	Megawatt
N	Newton
NI	Normliter
Nm ³	Normkubikmeter
ppm	Parts per million
s	Sekunde
S	Siemens
V	Volt
Vol.-%	Volumenprozent

Indizes

angegeben	Der gemessene Wert muss angegeben werden
C	Grobe Gesteinskörnung
F	Feine Gesteinskörnung
Pr	Proctor
N	Normal
NR	keine Anforderung (no requirement)
R	Rückgewinnung
S _j	Setzung der j-ten Lastenerhöhung im Kompressionsversuch
X	steht für die Grenzwerte die einzuhalten sind
x/y	x = M.-% Durchgang durch das obere Sieb (D) und y = M.-% Durchgang durch das untere Sieb (d)

SI-Präfixe

SI-Präfixe	Bedeutung	Griechische Symbole	Bedeutung
G	Giga	p	Dichte
k	Kilo	σ	Spannung
m	Milli	Δ	Differenz
n	Nano		
μ	Mikro		

Elementsymbol	Bedeutung	Elementsymbol	Bedeutung
Fe	Eisen	Hf	Hafnium
Al	Aluminium	In	Indium
Cr	Chrom	Cd	Cadmium
Cu	Kupfer	Co	Cobalt
Mn	Mangan	Se	Selen
Ni	Nickel	Mo	Molybdän
Pb	Blei	Nd	Niob
V	Vandium	Rh	Rhodium
Zn	Zink	Ru	Ruthenium
Be	Beryllium	Te	Tellur
Bi	Bismut	Ta	Tantal
Ga	Gallium	Pt	Platin
Ge	Germanium	W	Wolfram
Nd	Neodym	Zr	Zirkonium
Gd	Gadolinium	Au	Gold
Pr	Praseodym	Sm	Samarium
Y	Yttrium	Tb	Terbium
Ce	Cerium	Ho	Holmium
Dy	Dysprosium	Er	Erbium
Eu	Europium	Tm	Thulium
Sc	Scandium	Yb	Ytterbium
La	Lanthan	Lu	Lutetium
O	Sauerstoff	H	Wasserstoff

Ionen	Bedeutung
Fe^{2+}	Eisen(II)-Ion
SO_4^{2-}	Sulfat-Ionen
CO_3^{2-}	Carbonationen
H^+	Hydoniumionen
HCO_3^-	Hydrogen-carbonationen

Verbindung	Name der Verbindung	Verbindung	Name der Verbindung
CO_2	Kohlendioxid	H_2O	Wasser
CaSO_4	Calciumsulfat	$\text{Ca}(\text{OH})_2$	Calciumhydroxid
CaCO_3	Calciumcarbonat	$\text{Al}(\text{OH})_3$	Aluminiumhydroxid
CaO	Calciumoxid	$\text{Fe}(\text{OH})_3$	Eisen(III)-hydroxidoxid
SiO_2	Siliciumdioxid	FeS_2	Eisen(II)-disulfid
Al_2O_3	Aluminiumoxid	KCl	Kaliumchlorid
NaCl	Natriumchlorid	Na_2CO_3	Natriumcarbonat
Fe_2O_3	Eisen(III)-oxid	Na_2SO_4	Natriumsulfat
MgO	Magnesiumoxid	$\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$	Calciumhydrogen-carbonat
K_2O	Kaliumoxid	CH_4	Methan
Na_2O	Natriumoxid	H_2S	Schwefelwasserstoff
SO_2	Schwefeldioxid	Na_2S	Natriumsulfid
NH_3	Ammoniak	HCl	Salzsäure
NH_4HCO_3	Ammonium-hydrogencarbonat	FeSO_4	Eisen(II)-sulfat
H_2CO_3	Kohlensäure	KOH	Kaliumhydroxid
$\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_7 \times \text{H}_2\text{O}$	Citronensäure-Monohydrat	CF_4	Perfluormethan
N_2O	Distickoxid	C_2F_6	Perfluorethan
NO_x	Stickoxide	HF	Fluorwasserstoff

1 Einleitung

1.1 Ausgangslage

Die Abfallwirtschaft befasst sich schon seit längerem mit dem langfristigen Verbleib von Materialien im Wertstoffkreislauf nach ihrer Nutzung und entwickelt sich immer mehr zu einem modernen Stoffstrommanagement. Sie leistet damit schon jetzt einen hohen Beitrag zum Ressourcen- und Klimaschutz. Dennoch werden jährlich beispielsweise 35.000 Mg Kupfer mit der Restmüllentsorgung z.B. in Schlacken aus Müllverbrennungsanlagen (MVA-Schlacken) und Filterstäuben zunächst einer weiteren Nutzung entzogen (SRU, 2005).

Durch das weltweite Wirtschaftswachstum, den steigenden Rohstoffbedarf sowie sehr starke Preisschwankungen für Rohstoffe, rücken diese Rückstände aus der thermischen Behandlung von Hausmüll aufgrund ihrer relevanten Menge an Metallen (vor allem Kupfer, Zink, Eisen und Aluminium) immer mehr in den Fokus der Wertstoffrückgewinnung. In Zukunft werden dabei auch die Metalle der Seltenen Erden an Relevanz bei der Wertstoffrückgewinnung gewinnen. Selbst mit Aufbereitungsanlagen nach dem heutigen Stand der Technik gehen erhebliche Wertmetallfrachten, wie z.B. Kupfer, dem Stoffkreislauf verloren. Laut *Alwast et al. (2010)* werden jedes Jahr ca. 17.000 Mg Kupfer nicht bei der Aufbereitung von MVA-Schlacken separiert und mit dem mineralischen Rückstand, welcher den Hauptmassenstrom bei der Aufbereitung ausmacht, einer Verwertung zugeführt. In der Regel erfolgt die Verwertung als Deponiebaustoff sowie in Einzelfällen in Straßen- und Erdbaumaßnahmen. Es werden auch nicht unerhebliche Massen auf Deponien abgelagert, wenn keine anderweitige Verwertung möglich ist. Zudem ist eine Neuregelung der gesetzlichen Rahmenregelung bei der stofflichen Verwertung von mineralischen Rückständen angestrebt, welche zu einer Verlagerung der Stoffströme auf Deponien führen kann. Für den rohstoffarmen Standort Deutschland bedeutet dies sowohl eine erhebliche ökonomische als auch ökologische Nachteiligkeit. Da es hierbei mittelfristig zu einer erheblichen Verknappung von Ablagerungskapazitäten kommt, bei einem gleichzeitig hohen Abbau von mineralischen Primärrohstoffen. Folglich müssen neue Verfahren und Prozesse etabliert werden, um dieser Entwicklung entgegenzuwirken.

Oberstes Ziel sollte es dabei sein, die Wertstoffrückgewinnung auf die Feinfraktion der Verbrennungsrückstände auszuweiten, welche in der Vergangenheit nicht weiter aufbereitet und daher deponiert wurde, die jedoch ein hohes Wertstoffpotenzial aufweist. Des Weiteren müssen die überbleibenden mineralischen Rückstände so aufbereitet werden, dass ein Einsatz in Straßen- und Erdbaumaßnahmen sowie in der Zementindustrie möglich wird. Im Fokus dieser neuen Verfahren und Prozesse sollte nicht nur die Wertstoffrückgewinnung aus heutigen Rückständen von thermischen Prozessen stehen, sondern auch aus Rückständen, welche in der Vergangenheit abgelagert oder in unterschiedlichen Baumaßnahmen eingebracht wurden. Nach *Breitenstein (2017)* kann davon ausgegangen werden, dass mehrere hunderttausend Tonnen Kupfer durch die mineralische Verwertung der Rückstände sowie Deponierung nach der Aufbereitung verloren gegangen sind. Über eine Rückholung dieser Wertmetallfracht kann in ausgewählten Fällen (Monodeponien für Verbrennungsrückstände) nachgedacht werden. Diese Wiedergewinnung von Wertstoffen aus Deponien sollte als wesentlicher Teilbereich einer ressourcenschonenden Strategie angesehen werden und den konventionellen Bergbau ergänzen, da sich jetzt schon laut *Brunner (2005)* global in anthropogenen Lagern sowie in Deponien eine größere Menge an z.B. Kupfer befindet als in den verbleibenden natürlichen Lagerstätten.

Hier setzt die vorliegende Arbeit an, welche im Rahmen des BMBF-Forschungsvorhabens „TÖNSLM: Entwicklung innovativer Verfahren zur Rückgewinnung ausgewählter Ressourcen aus Siedlungsabfall- und Schlackendeponien“ entstanden ist. Oberstes Ziel bei diesem Forschungsvorhaben war es, einen Rückbau von Deponien mit einer weitestgehenden Rückgewinnung von Sekundärrohstoffen unter technischen, wirtschaftlichen und ökologischen Aspekten zu untersuchen.

Während in den letzten Jahren weltweit eine stetige Zunahme der Anzahl an Rückbaumaßnahmen von Deponien mit abgelagertem Hausmüll erkennbar ist, ergibt sich ein vollständig anderes Bild bei Deponien, auf denen vornehmlich oder ausschließlich Rückstände aus der thermischen Behandlung von Hausmüll abgelagert wurden. Gerade bei diesen Deponien ist ein sehr hohes Wertstoffpotenzial auf-

grund der nicht so weit fortgeschrittenen Aufbereitungstechnik sowie der Volumen- und Massenreduktion durch den thermischen Umsetzungsprozess zu erwarten. Auch ist ein ganzheitlicher Deponierückbau an solchen Deponien bisher weltweit noch nicht durchgeführt worden.

1.2 Problemstellung und Zielsetzung

Der Rückbau von Deponien mit einer anschließenden Verwertung der rückgebauten Materialien hat vielerlei Vorteile:

- Rohstoffrückgewinnung,
- Rückgewinnung von Deponieflächen bzw. -volumen,
- Reduktion oder Vermeidung von Umweltgefährdungen und
- Reduktion von Kosten für die Deponiestilllegung und -nachsorge.

Gerade im Kontext des Lebenszyklus einer Deponie (*Abbildung 1-1*) nimmt die Nachsorgephase eine entscheidende Rolle ein. Nach Abschluss der Stilllegungsmaßnahmen wie dem Aufbringen einer Oberflächenabdichtung und Rekultivierung bedürfen Deponien einer vorab nicht bestimmbar Zeit der Nachsorge. Das durch die biologischen und chemischen Umsetzungsprozesse des Deponieinventars entstehende Sickerwasser bzw. Deponiegas muss erfasst und behandelt werden. Ebenso müssen das Deponieverhalten und die entstehenden Emissionen überwacht werden. Somit entstehen erhebliche Kosten für die Deponiestilllegung und -nachsorge. Diese Kosten sind über Abfallentgelte in Form von Rückstellungen für eine Nachsorgedauer von mindestens 30 Jahren abzudecken. Bisher ist die erforderliche Dauer der Nachsorge nur eingeschränkt prognostizierbar. Nach *Stegmann et al. (2006)* reichen die Prognosen – je nach Deponieinventar und Deponiesicherungsmaßnahmen – von 30 bis weit über 200 Jahre hinaus. Nach Beendigung der Nachsorgephase sollte kein Risiko mehr vorhanden sein.

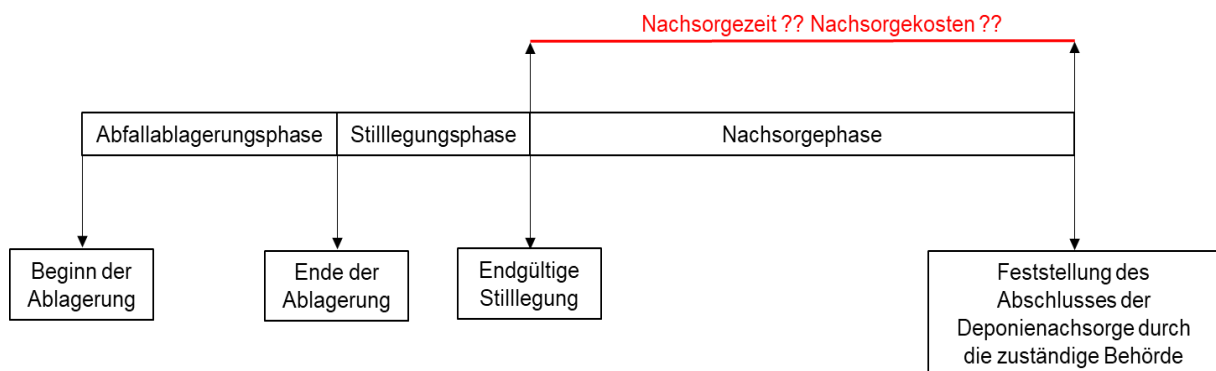


Abbildung 1-1: Lebenszyklus einer Deponie

Weltweit ist in den letzten Jahren eine stetige Zunahme der Anzahl an Rückbaumaßnahmen von Deponien zu erkennen. Dabei lag der Fokus vornehmlich auf Hausmülldeponien und es wurden dabei u. a. das zurückgewinnbare Rohstoffpotenzial analysiert und die Entwicklung geeigneter Technologien für den Deponierückbau sowie der Behandlung des zurückgewonnenen Materials vorangetrieben.

Um die Potenziale in Bezug auf die Rückgewinnung von Rohstoffen, Deponieflächen bzw. –volumen sowie die Reduktion bzw. Vermeidung von Umweltgefährdungen und Stilllegungs- sowie Nachsorgekosten von MVA-Schlackedeponien zu erschließen, soll sich diese Arbeit mit einer Potenzialstudie bezüglich eines Landfill Mining (LFM) Vorhabens an einer konkreten MVA-Schlackedeponie befassen. Vor diesem Hintergrund besteht das Ziel dieser Arbeit in der Konzeption und Entwicklung eines solchen Vorhabens.

Im Rahmen der Arbeit sollen folgende Fragen beantwortet werden:

- Welche Rahmenbedingungen gelten für den Rückbau einer MVA-Schlackedeponie und der anschließenden Aufbereitung der zurückgewonnenen MVA-Schlacke?
- Welche Technologien eignen sich für die Aufbereitung der MVA-Schlacke bzw. wie können die vorhandenen Technologien zu einem Gesamtkonzept zusammengefügt und welche Wertstoffe können dabei gewonnen werden?
- Welches Sekundärrohstoffpotenzial ist auf Basis der durchgeführten Analysen tatsächlich zu erwarten?
- Welche rechtlichen sowie technologischen Rahmenbedingungen gelten für eine Aufbereitung der MVA-Schlacke, um die Wertstoffe zurückzugewinnen?
- Welches LFM Szenario ist ökonomisch und ökologisch für die konkrete MVA-Schlackedeponie vorteilhaft?
- Wie entwickelt sich die Wirtschaftlichkeit unterschiedlicher Landfill Mining Szenarien in Abhängigkeit von der Tiefe der Aufbereitung, der Zusammensetzung der MVA-Schlackedeponie und der rohstofflichen Preisentwicklung?
- Existieren in Deutschland Deponiestandorte, wo sich die Anwendung der vorgestellten LFM Szenarien schon heute bzw. in naher Zukunft lohnen?

Zur Erreichung der Zielstellung ist die Arbeit in neun Kapitel gegliedert. *Kapitel 2* befasst sich mit den Grundlagen der rechtlichen und technologischen Rahmenbedingungen des Landfill Minings sowie den daraus resultierenden ökonomischen Herausforderungen. Des Weiteren wird die stoffliche und chemische Zusammensetzung von MVA-Schlacke sowie ihre Alterationsprozesse und deren Auswirkung auf die Deponierung vorgestellt. Um die MVA-Schlacke aufzubereiten und diese einer Verwertung zuzuführen, werden verschiedene konventionelle Verfahren und weiterführende Verfahren für die Rückgewinnung feinsten Wertmetallbestandteile vorgestellt.

Ziel von *Kapitel 3* ist die Vorstellung der verwendeten MVA-Schlacke der Schlackedeponie Offenbach sowie der angewandten Methoden, um die MVA-Schlacke zu beschreiben sowie deren Rohstoffpotenzial, die Umweltauswirkungen bzw. das Langzeitverhalten und die mögliche stoffliche Verwertung und Wiederablagerung zu analysieren.

Im *Kapitel 4* werden die gewonnenen Ergebnisse bezüglich der quantitativen und qualitativen Sekundärrohstoffe der MVA-Schlackedeponie vorgestellt und eine erste Bewertung bezüglich der Umweltauswirkungen, des Langzeitverhaltens und des rohstofflichen Potenzials sowie der stofflichen Verwertung und Wiederablagerung vorgenommen.

Die verschiedenen LFM Szenarien zur Aufbereitung der MVA-Schlacke sowie der jeweiligen quantitativen Wertstoffausbringung werden in *Kapitel 5* vorgestellt. Hierbei wird ebenfalls auf die Herausforderungen bei der Planung von Landfill Mining Vorhaben von MVA-Schlackedeponien eingegangen.

In *Kapitel 6* werden vorab ausgewählte LFM Szenarien ökonomisch und ökologisch unter Variation der Rahmenbedingungen mit einem Basisszenario verglichen und bewertet.

Die Arbeit schließt mit einer Klärung der Übertragbarkeit bzw. Einordnung der Ergebnisse bezüglich eines LFM Vorhabens an einer MVA-Schlackedeponie (*Kapitel 7*), mit einer abschließenden ergebnisorientierten Zusammenfassung (*Kapitel 8*) sowie einem Ausblick auf weiteren Forschungsbedarfs (*Kapitel 9*).

2 Grundlagen

2.1 Status Quo Deponierückbau

2.1.1 Urban Mining und Landfill Mining

Durch die ansteigende Verknappung und der damit verbundenen Preissteigerung von Rohstoffen gewinnen anthropogene Lagerstätten immer mehr an Bedeutung für deren Bereitstellung. Unter der Nutzung anthropogener Lagerstätten versteht man den Oberbegriff „Urban Mining“ (*Tabelle 2-1*). Urban Mining bedeutet die Rückgewinnung von Materialien aus anthropogenen Lagerstätten, meist in urbanen Gebieten (*Rechberger, 2011*). In diesen lagern nennenswerte Rohstoffpotenziale, welche in infrastrukturellen Elementen und der Gebäudesubstanz sowie in vom Menschen geschaffenen Abfällen vermutet werden (*Gabriel u. Popp, 2014*). Eine allgemeingültige Systematisierung existiert bis heute nicht. Eine Möglichkeit bietet die Kategorisierung nach der Art der Lagerstätte. Nach *Mocker et al. (2009)* umfasst das Urban Mining drei voneinander abgrenzende Formen, welche gleichzeitig drei spezifischen Wirtschaftssektoren zugeordnet werden können.

Tabelle 2-1: Systematische Kategorisierung des Urban Mining (*Mocker et al., 2009*)

Urban Mining		
Abfallwirtschaft	Bergbau und Verhüttung	Bauwesen
Rezente Abfälle	Halden - Bergbau - Verhüttung	Gebäude und Infrastrukturbauwerke
Deponien (Landfill Mining) - Haus- und Gewerbeabfälle - Schlacke und Schlämme - Bauschutt und Boden - Produktionsspezifische Abfälle	Versatz	Leitungen und Installationen

Landfill Mining stellt damit einen Teilbereich des Urban Minings dar und beschreibt im weitestgehenden Sinne den Rückbau von Deponien. Nach *Brammer et al (1997)* sind Rückbaumaßnahmen von Deponien als Wiederaufnahme alter Abfallablagerungen sowie deren erneuten Deponierung der Abfälle nach einer Behandlung (mechanisch, biologisch oder thermisch) zu verstehen. In einer aktuellen Definition der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (*DWA, 2012*) wird unter dem Deponierückbau das Abgraben der abgelagerten Abfälle auf einer Deponie und deren technisch mögliche und wirtschaftlich zumutbare Aufbereitung, sowie die ordnungsgemäße Entsorgung der entstehenden Reststoffe verstanden. Sollten die Abfälle am selben Standort nur umgelagert werden, so ist dies keine Rückbaumaßnahme. Unter dem heutigen Begriff „Landfill Mining“ wird nicht nur der klassische Begriff des Deponierückbaus verstanden, sondern stellt zudem die Wertstoffgewinnung in den Vordergrund (*Bockreis u. Knappe, 2013*).

Erweitert wurde der Begriff Landfill Mining zu „Enhanced Landfill Mining“ (ELFM) durch *Jones et al. (2012)*. Hierbei wird die umfassende Erschließung der unterschiedlichen, abgelagerten Abfallströme zu Wertstoffen mit Hilfe innovativer Technologien beim Rückbau von Deponien verstanden (ressourcenorientiertes Landfill Mining). Berücksichtigung finden hierbei auch soziale und ökologische Kriterien. Zusätzlich betrachtet *Umans (2011)* beim ELFM eine Deponie nicht als Endlagerstätte, sondern als sogenanntes Zwischenlager. Wertstoffe sollen so lange gelagert werden, bis ein nachhaltiger Nutzen möglich ist.

2.1.2 Ziele und Hemmnisse des Deponierückbaus

Für einen Deponierückbau existieren unterschiedliche Ziele. Im Vergleich zu früher liegt der Fokus heutzutage auf der Wertstoffgewinnung und entspricht damit dem von *Jones et al. (2012)* beschriebenen Ansatz des ELFM. Nach *DWA (2012)* können folgende Zielstellungen verfolgt werden:

- Stoffliche und energetische Verwertung,
- Flächenrecycling,
- Gewinnung von Deponievolumen,
- Hindernisbeseitigung für Infrastrukturmaßnahmen,
- Flächenaufwertung und Flächenrenaturierung,
- Altlastensanierung,
- Kosteneinsparung beim Deponieabschluss und
- Senkung der Nachsorgekosten.

Das Ziel, das mit einer Deponierückbaumaßnahme erreicht werden soll, unterliegt generell einer Einzelfallentscheidung und ergibt sich aus standortspezifischen Gegebenheiten. Vor allem erhebliche Kosteneinsparungen bei der Stilllegung und Nachsorge von Deponien werden neben der Wertstoffgewinnung vorangestellt (*Fricke et al., 2012; Mocker et al., 2009; Wiemer et al., 2009*). Sollte Bedarf an Deponievolumen bestehen, um die Entsorgungssicherheit zu gewährleisten, erfolgt der Rückbau vor dem Hintergrund eines Volumengewinnes. Besteht eine von der Deponie ausgehende Umweltgefährdung für die Allgemeinheit, so erfolgt der Rückbau unter dem Gesichtspunkt eines unmittelbaren Handlungsbedarfs zur Sicherung bzw. Senkung des Gefährdungspotenzials. Ein vollständiger Rückbau einer Deponie mit dem Ziel eines Flächenrecyclings kommt vor allem aus ökonomischer Betrachtung im innerstädtischen Bereich zum Tragen, wo die Grundstückspreise entsprechend hoch sind (*Wanka, 2017*).

Trotz der Kosteneinsparung in der Stilllegung und Nachsorge werden unter anderem wirtschaftliche Aspekte, ein fehlender rechtlicher Rahmen für den Rückbau, die ökologischen Auswirkungen sowie die fehlende Akzeptanz der Anlieger an zurück zu bauenden Deponien als Hemmnisse in der Literatur aufgeführt. Vor allem aufgrund der fehlenden Daten bezüglich eines ganzheitlichen Landfill Minings existieren erhebliche Vorbehalte. Erkenntnisse aus in der Vergangenheit und aktuell durchgeführten Rückbaumaßnahmen und Forschungsvorhaben zeigen, dass der Rückbau von Deponien grundsätzlich machbar ist. Trotz allem sind spezifische Angaben zu geeigneten Aufbereitungstechniken der deponierten Materialien, zur Quantität und Qualität der deponiespezifischen Materialströme sowie zu möglichen Emissionen und zur Entsorgung von entstehenden Reststoffen nach der Aufbereitung und Behandlung kaum vorhanden. In Deutschland unterliegen Deponien bis zum Ablauf der Nachsorgephase dem Abfallrecht und nach der Nachsorgephase als Altablagerung dem Bodenschutzrecht. Weder im Abfallrecht noch im Bodenschutzrecht ist der Rückbau von Deponien mit dem vorangestellten Ziel einer Wertstoffgewinnung implementiert. Somit besteht kein geregelter Rechtsrahmen für eine solche Maßnahme. Entscheidend ist auch die Akzeptanz der Anwohner bezüglich der Realisierung eines Deponierückbaus. Durch eine konkrete Öffentlichkeitsarbeit kann positiv auf Vorbehalte bezüglich der Abluft- und Lärmemissionen sowie Verkehrsbelästigung eingewirkt werden. Langfristig kann sich eine Rückbaumaßnahme positiv auf die Akzeptanz in der Bevölkerung hinsichtlich der Erhöhung der Flächenwertigkeit im Umfeld der Deponie durch die Beseitigung möglicher Umweltgefährdungspotenziale auswirken. Eine abschließende Gegenüberstellung verschiedener Aspekte für und gegen den Rückbau von Deponien ist in der *Tabelle 2-2* dargestellt (*Mocker et al., 2009; Fricke et al., 2012; Gosten, 2009; Krook et al., 2012; Krüger et al., 2016*).

Tabelle 2-2: Motivation und Hemmnisse bezüglich eines Deponierückbaus (Mocker et al., 2009; Fricke et al., 2012; Gosten, 2009; Krook et al., 2012; Krüger et al., 2016)

Motivation/ Anreiz	Hemmnisse
<ul style="list-style-type: none"> - Erlöse durch Gewinnung von Sekundärrohstoffen - Erlöse aus dem Flächenrecycling - Einsparung bei Stilllegung und Nachsorge - Deponieertüchtigung und Altlastensanierung - Verlängerung der Laufzeit durch Volumengewinn - Erhöhung der Akzeptanz bei den Anliegern durch Aufwertung des Standortes nach Abschluss der Maßnahme - Klima-, Gewässer-, Boden-, Landschafts- 	<ul style="list-style-type: none"> - Aufwendungen für Rückbau, Aufbereitung und Konfektionierung ggf. auch Behandlung und Wiederablagerung - Verringerung der Akzeptanz bei den Anliegern während der Rückbaumaßnahme, hauptsächlich verursacht durch Abluft- und Lärmemissionen - Unklare rechtliche Rahmenbedingungen - Fehlen ausreichend belastbarer Daten zum Rückbau (u.a. Ökonomie, Technik, Emissionen)

2.1.3 Ökonomische und ökologische Vorteile eines Deponierückbaus

Eine ganzheitliche Betrachtung des Deponierückbaus und eine Gegenüberstellung sämtlicher mit dem Rückbau verbundenen Aufwendungen und Einsparungen im ökonomischen und ökologischen Sinn erfolgte erstmals mit dem im Jahr 2015 abgeschlossenen BMBF Forschungsvorhaben „r³ - Strategische Metalle Verbundvorhaben: TÖNSLM- Entwicklung innovative Verfahren zur Rückgewinnung ausgewählter Ressourcen aus Siedlungsabfall- und Schlackedeponien“. Die Ergebnisse dieser ganzheitlichen Betrachtung von Rückbaumaßnahmen wurden in dem „Leitfaden zum Enhanced Landfill Mining“ (Krüger et al., 2016) zusammengestellt. Die durchgeführten Betrachtungen ermöglichen die Identifikation von Rahmenbedingungen, unter denen eine ökonomische und ökologische Vorteilhaftigkeit eines ELFM besteht.

Je höher die Aufwendungen für die Deponiestilllegung bzw. –nachsorge sind, desto eher ist ein positiver ökonomischer Effekt eines ELFM gegeben. Zu den erhöhten Aufwendungen in der Nachsorgephase gehören unter anderem das regelmäßige Aufbereiten von Sickerwasser oder Wiederherstellung der Funktionssicherheit der Abdichtungssysteme. Dieser Aspekt trifft auch auf Altablagerungen zu, für die im Falle eines Sanierungsbedarfs auch ein ELFM in Betracht zu ziehen ist. Des Weiteren ist die Dauer der Nachsorgezahlungen von großer Bedeutung. Die Kosten für eine Nachsorge sind nach Kreislaufwirtschaftsgesetzes (KrWG, 2017) und Deponieverordnung (DepV, 2009) für eine Nachsorgedauer von mindestens 30 Jahren zu decken (Heyer et al., 2006). Sollte nach diesem Zeitraum eine Deponie nicht aus der Nachsorgepflicht entlassen werden, fallen in den Folgejahren weitere Zahlungen an, die die Gesamtkosten/Aufwendungen der Nachsorge erhöhen. Nach Burmeier (2014) ist das Ende der Nachsorgephase sehr einzelfallspezifisch und abhängig von der Langzeitbeständigkeit der bautechnischen Anlagen sowie der Sickerwasser- und Gasemissionen. Somit könnte es sein, dass heutige Deponien nach der vorgeschriebenen Nachsorgephase nicht aus dieser entlassen werden, da die Langzeitsicherheit nicht gewährleistet werden kann. Erfolgt ein ELFM schon frühzeitig in der Deponiestilllegungs- und -nachsorgephase ist es umso wirtschaftlicher, da die Folgekosten gering sind. Daher sollte ein ELFM möglichst vor Aufbringen der Oberflächenabdichtung implementiert werden, da diese Kosten im Rahmen der Stilllegungs- und Nachsorgephase den größten Faktor ausmachen. Die ökonomische Vorteilhaftigkeit fällt auch umso besser aus, je wertvoller das Deponiegrundstück ist. Dies ist oftmals gegeben, wenn die Deponie sich im städtischen Raum befindet. Auch hängt die ökonomische Vorteilhaftigkeit davon ab, ob ein zeitkritischer Bedarf für das durch einen Rückbau einer Deponie geschaffene Deponievolumen besteht. Nach Haeming (2017) sind durch die Veränderung der geplanten rechtlichen Rahmenregelung für eine stoffliche Verwertung von mineralischen Abfallprodukten neue Deponiekapazitäten erforderlich, wenn ein Entsorgungsnotstand vermieden werden soll. Sollten sich Behandlungsanlagen mit freien Kapazitäten für die stoffstromspezifische Aufbereitung im Besitz des Deponiebetreibers befinden, so können die zu tätigen Investitionskosten für ein ELFM reduziert werden. Ein großer Faktor bei einem durchzuführenden ELFM ist die Geschwindigkeit, mit der der Rückbau durchgeführt wird. Aufgrund der Fassung und Behandlung von Deponieemissionen aus dem noch nicht zurückgebauten Deponieabschnitt entstehen fortlaufende Kosten. Somit ist ein möglichst schneller Rückbau zu bevorzugen. Ein limitierender Faktor sind hierbei die bestehenden Kapazitäten der Anlagen für die Aufbereitung der ausgebauten Materialien (Breitenstein et al., 2016).

Bei der ökologischen Bewertung hat die Verwertung der heizwertreichen Fraktion des aufbereiteten Materials in MVA-Anlagen mit einem hohen energetischen Wirkungsgrad eine besondere Bedeutung. Stehen solche Müllverbrennungsanlagen zur Verfügung, so ist der Aufwand für die Aufbereitung der Grobfraction nicht so hoch wie dieser für die Erzeugung eines Ersatzbrennstoffes (EBS) für energetisch effektivere Anlagen ist, welche zum Teil höhere Anforderungen an die Brennstoffe stellen. Die wesentliche Einflussgröße auf die ökologische Bewertung eines ELFM ist die Aufbereitung der Feinfraction, da hierdurch zusätzlich relevante Verwertungsmengen an Metallen, Glas und EBS bereitgestellt werden können und es dadurch erst zu einem kompletten Rückbau der Deponie kommt, wodurch eine Neunutzung der gesamten Deponiefläche möglich wird. Für Deponien, die noch keine Oberflächenabdeckung sowie Gasfassungsraten um 40 % aufweisen, können auch einfache ELFM Maßnahmen ökologisch vorteilhaft sein, da hierbei erhebliche Mengen an Treibhausgasen durch den Rückbau vermieden werden. Durch die ökologische Analyse wird deutlich, dass in zahlreichen Fällen ein ELFM gegenüber dem Verbleib des Deponates in einer Deponie vorteilhaft sein kann, je höher die Methanemissionen, die Wertmetallgehalte und der energetische Wirkungsgrad der zur Verfügung stehenden Anlage zur energetischen Verwertung der heizwertreichen Fraktionen ist. Eine pauschale Abschätzung der ökonomischen sowie ökologischen Vorteilhaftigkeit eines ELFM ist aufgrund der aufgezeigten Vielzahl an Einflussgrößen schwierig und erfordert in jedem Fall eine Einzelfallprüfung (*Reinhardt et al., 2016*).

2.1.4 Durchführung Deponierückbau

2.1.4.1 Rechtliche Rahmenbedingungen

Rechtlich leitet sich der Deponierückbau aus dem Abfallgesetz und den gesetzlichen Unterregelwerken ab. Hierbei sind nach *Becker et al. (2016)* zwei Rechtsgebiete maßgebend:

- Abfallrecht,
- Bodenschutzrecht.

Anlagen zur Lagerung und Behandlung der Abfälle werden durch das Bundesimmissionsschutzgesetz geregelt. Grundsätzlich unterliegen Deponien dem Abfallrecht. Erst nach der Entlassung aus der Nachsorgephase fallen Deponien als Altablagerungen unter das Bodenschutzrecht. Nach *Sanden und Schomerus (2012)* ist weder im Abfallrecht noch im Bodenschutzrecht der Rückbau einer Deponie zum Zweck der Wiedergewinnung von Rohstoffen während oder nach der Stilllegungs- oder Nachsorgephase vorgesehen. Somit unterliegt ein Deponierückbau, der vor der Beendigung der Nachsorgephase beginnt, dem Kreislaufwirtschaftsgesetz (*KrWG, 2017*) und der Deponieverordnung (*DepV, 2009*). Nach der Beendigung der Nachsorgephase unterliegt die Deponie dem Bodenschutzrecht. Hierbei regelt das Bodenschutzrecht aber nur Fragen bezüglich der Gefahrenabwehr und nicht der Rohstoffrückgewinnung, welche bei einem Deponierückbau relevant wären. Bei einem Zulassungsverfahren eines Deponierückbaus oder teilweisen Rückbaus einer Deponie muss dieses dem jeweiligen zu Grunde liegenden Rechtsgebiet angepasst werden. Sollte die Rückbaumaßnahme als Ziel eine wesentliche Verbesserung der Schutzgüter¹ nach dem Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UG) haben, liegt eine wesentliche Voraussetzung für ein Plangenehmigungsverfahren (nach § 35 Abs. 3 KrWG) anstelle eines Planfeststellungsverfahrens (nach § 35 Abs. 2 KrWG) mit integrierter Umweltverträglichkeitsprüfung vor. Dadurch, dass eine Ressourcenrückgewinnung bzw. ein Ressourcenschutz als Ziel des Rückbaus nicht im KrWG verankert ist, existiert somit kein Grund für die Durchführung eines Plangenehmigungsverfahrens bei diesem Ziel. Auch können bei einem viele Jahre andauernden Rückbau neue erhebliche Emissionen entstehen, die nach UVP negative Auswirkungen auf die Schutzgüter haben können (*Becker et al., 2016*).

Bei einem Deponierückbau sind auch die Vorgaben des Arbeitsschutzes einzuhalten, da für die Beschäftigten erhebliche Gefährdungen unterschiedlichster Art auftreten können. Diese Gefährdungen können von den eingesetzten technischen Arbeitsmitteln, von den vorhandenen Gefahrstoffen in der

¹ Schutzgüter nach § 2 Abs. 1 Satz 2 UVP: Menschen, Tiere, Pflanzen, biologische Vielfalt, Boden, Wasser, Luft, Klima, Landschaft, Kultur- und sonstige Sachgüter einschließlich der Wechselwirkungen zwischen den Schutzgütern (*UVP, 2017*).

Deponie oder von biologischen bzw. chemischen Arbeitsstoffen ausgehen. Grundlage für die Einhaltung des Arbeitsschutzes ist das Arbeitsschutzgesetz (ArbSchG). Im Weiteren sind folgende Gesetze und Verordnungen zu beachten:

- Biostoffverordnung (BioStoffV),
- Gefahrstoffverordnung (GefStoffV),
- Baustellenverordnung (BaustellV).

Sollte nach der Beendigung des Deponierückbaus ein Teil der Abfälle nicht stofflich verwertet werden, so sind diese ordnungsgemäß zu entsorgen. Für den Wiedereinbau auf derselben Deponie gelten die Vorgaben der DepV (*Kapitel 2.4.5*). Für die Abfälle, die aus einem Deponierückbau stammen, gelten besondere Regelungen. So dürfen diese nach § 6 Abs. 6 Satz 2 Nr. 2 DepV – mit Zustimmung der Behörde – auch bei einer Überschreitung einiger Zuordnungswerte (gesamter Kohlenstoff und Glühverlust) abgelagert werden. Es sollte im Rahmen des ELFM eine weitgehende Aussortierung der organischen Bestandteile sowie der heizwertreichen Fraktion erfolgen (*Becker et al., 2016*).

2.1.4.2 Praktische Umsetzung

Die Vorgehensweise beim Rückbau von Deponien ist in mehrere Schritte untergliedert (*Tabelle 2-3*). Eine wesentliche Planungsgrundlage für einen Rückbau von Deponien stellt die historische Erkundung wie auch etwaige Voruntersuchungen des deponierten Materials dar.

Tabelle 2-3: Vorgehensweise beim Rückbau von Deponien (Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten Rheinland-Pfalz, 1996)

Vorbereitung und Planung	
➤	Historische Erkundung (Durchsicht vorhandener Unterlagen, Befragung etc.)
➤	Voruntersuchung (unter anderem Erkundung von Materialeigenschaften, Deponieaufbau, mögliche Gasaustritte, Sickerwassereinstau, Erkundung des Gefahrenpotenzials)
➤	Festlegung von Emissionsminderungsmaßnahmen sowie von Maßnahmen des Arbeitsschutzes und der messtechnischen Überwachungen
➤	Testgrabungen (Erprobung des Bauverfahrens, der Messtechnik, der Arbeitsschutzmaßnahmen und der vorgesehenen Maßnahmen zur Emissionsminderung unter Praxisbedingungen)
➤	Immissionsprognosen (Staub- und Geruchsbelastung)
➤	Festlegung des Bauablaufes
➤	Definition der Randbedingungen (Bedingungen, unter denen die Arbeiten erfolgen dürfen bzw. einzustellen sind)
➤	Erstellung von Randbedingungen (Umfangreiche Grabarbeiten im Deponiekörper werden von den zuständigen Behörden überwacht und bedürfen in der Regel zumindest einer Genehmigung, größere Projekte sogar einer Planfeststellung mit Öffentlichkeitsbeteiligung. Daher muss der gesamte Prozess der Grabarbeiten plausibel geplant und dokumentiert sein)
Durchführung	
➤	In- situ- Vorbelüftung des Deponiekörpers (optional) zur Geruchsstabilisierung und/ oder Trocknung vor der Abgrabung (bei organikhaltigen Abfällen)
➤	Abgrabung des Deponiekörpers ; gegebenenfalls dabei schon weitgehende Separierung verschiedener Abfallarten
➤	Behandlung der aufkommenden Abfälle mittels mechanischer, biologischer und thermischer Verfahren bzw. entsprechender Kombinationen
➤	Erneute Ablagerung der nicht verwertbaren Abfälle in zugewiesenen Deponien/ Deponieabschnitten

Die historische Erkundung dient der Beschreibung des Deponiekörpers und des Deponieinventars anhand von Dokumentationsunterlagen und sonstiger Aufzeichnungen. Aus den gewonnenen Erkenntnissen können erste Prognosen hinsichtlich des enthaltenen Wertstoffpotenzials abgeleitet werden. Weiterhin können Deponiebereiche mit erhöhtem Schadstoffgehalt ermittelt werden. Die Auswertung vorhandener Daten aus der Sickerwasser- und Deponiegasüberwachung lassen weiterhin Rückschlüsse auf eine mögliche Grundwasserbelastung und die biologische Aktivität des Deponiekörpers zu. Somit dient die historische Erkundung zum einen der Kontrolle inwieweit eine Rückbaumaßnahme unter ökonomischen und ökologischen Gesichtspunkten realisierbar ist und zum anderen lassen sich aus den Erkenntnissen erste Sicherheitsmaßnahmen ableiten (*Fricke et al., 2012*); *DWA, 2012*; *Wiemer et al., 2009*; *Rettenberger, 2012*).

Durch Probebohrungen bzw. Schürfe und der Entnahme von Materialproben können konkrete Informationen hinsichtlich der deponierten Abfallart und horizontalen Schichtung, sowie der stofflichen Zusammensetzung erstellt werden. Des Weiteren können vereinzelt vorhandene Monoablagerungsbereiche identifiziert werden. Weitergehend können gegebenenfalls Bereiche mit Sonderabfällen ermittelt werden. Ebenso lassen sich mögliche Gasemissionen (Deponiegas und toxische Gase) bei den Probebohrungen aus dem Deponiekörper sowie ein möglicher Einstau von Sickerwasser (Quantität und Qualität) feststellen. Somit ergeben sich erste wesentliche Rückschlüsse auf notwendige Maßnahmen hinsichtlich des Arbeits- und Emissionsschutzes. Weisen die im Rahmen der historischen Erkundung oder während der Voruntersuchung gewonnenen Erkenntnisse auf eine noch vorhandene biologische Aktivität des eingebauten Materials hin, ist vor dem Beginn der Rückbaumaßnahme eine aerobe Stabilisierung der rückzubauenden Deponieabschnitte vorzunehmen. Auch wenn die Vorerkundung des Deponiekörpers keine konkreten Hinweise auf kontaminierte Bereiche ergeben sollte, so kann nicht ausgeschlossen werden, dass

- trotz einer intensiven Belüftung des rückzubauenden Deponiebereiches toxische und/oder explosive Stoffe freigesetzt werden,
- gesundheitsgefährdende Fasern (Asbest), Flüssigkeiten, Stäube freigesetzt werden,
- oder aufgrund der biologischen Aktivität Sporen, Keime oder Pilze freigesetzt werden.

Sowohl bei Deponien für Hausmüll als auch bei Deponien in denen MVA-Schlacken deponiert wurden können einige dieser Stoffe angetroffen werden. Für einen durchzuführenden Rückbau sollte demnach ein Schwarz-Weiß-Bereich außerhalb der Abgrabungsfläche errichtet werden. Auch müssen während der Rückbaumaßnahmen – abhängig vom Gefährdungspotenzial – stichprobenweise, regelmäßig oder kontinuierliche Emissionsmessungen durchgeführt werden. (DWA, 2012; Wiemer et al., 2009; Rettenberger, 2012; DWA, 2012; Krüger et al., 2016).

Mit der Beendigung der aeroben Stabilisierung – insofern diese notwendig ist – erfolgt das Abgraben des Deponates in Form einer Schichten- oder Tiefengrabung. Bereits beim Ausbau des Deponates kann eine Vorsortierung beziehungsweise Störstoffauslese erfolgen. Nach dem Ausbau wird das Deponat direkt oder nach einer Zwischenlagerung der weiteren Aufbereitung und Behandlung der Wertstoffseparierung zugeführt. Nicht verwertbare Stoffströme müssen einer geordneten Deponie zugeführt werden (DWA, 2012; Krüger et al., 2016; Fricke et al., 2012). Die mechanische Aufbereitung unterteilt sich allgemein in die folgenden Verfahrensstufen:

- Vorkonditionierung,
- Grobaufbereitung und
- Feinaufbereitung.

Bei der Vorkonditionierung der abgelagerten Abfälle kommt es zu einem Auftrennen in einzelne Materialströme (Siebung) sowie zu einer Homogenisierung und etwaigen Zerkleinerung der Abfälle. Die Auswahl der einzusetzenden Aggregate richtet sich stark nach den Materialeigenschaften der zu behandelnden Abfälle. Speziell für die anschließende Grob- und Feinaufbereitung von MVA-Schlacken stehen mehrere Verfahrensmöglichkeiten zur Verfügung, welche im *Kapitel 3.5* dargestellt werden.

2.1.5 Substitution von Primärrohstoffen durch den Rückbau von Deponien mit Rückständen aus der thermischen Behandlung von Abfällen

2.1.5.1 Aktuelle Rohstoffsituation sowie vorteilhaft verwertbare Stoffströme

Durch eine ständig steigende Nachfrage u. a. infolge der Bevölkerungszunahme sowie der wachsenden wirtschaftlichen Leistung rücken neben den Energierohstoffen auch Metalle und mineralische Rohstoffe, welche spezifische Materialanforderungen erfüllen müssen, in den Fokus der Rohstoffverknappung. Demzufolge wird in der Zukunft vermehrt – neben den etablierten Rohstoffen wie z.B. Kupfer – auch auf Metalle der seltenen Erden zurückgegriffen. Es kommt dadurch auch zu einer Vergrößerung der Bandbreite an benötigten Rohstoffen. Eine Vielzahl von strategischen Metallen besitzen eine statistische

Reichweite von unter 50 Jahren. Hierbei wird von einem zukünftigen – gegenüber heute – unveränderten Verbrauch ausgegangen. Dies kann dazu führen, dass durch ein stetiges Wirtschaftswachstum die tatsächliche Reichweite deutlich geringer ausfällt. Vor allem Kupfer mit einer Reichweite von nur 31 Jahren und Zink von nur 17 Jahren rücken immer mehr in den Fokus (Franke et al., 2011; Erdmann et al., 2011; Ahlert et al., 2015; Wiemer und Gronholz, 2011).

Die Metalle der seltenen Erden finden bevorzugt im Hochtechnologiebereich Einsatz, wie zur Herstellung von Katalysatoren, Batterien, Bildschirmen oder Hochleistungsmagneten. Hierbei sind besonders Gold, Silber, Tantal, Wolfram sowie Palladium von besonderer Bedeutung. Laut einer Studie der Statista GmbH (2017) liegen die wesentlichen Reserven an Metallen der seltenen Erden in China (ca. 81 %) und Australien (ca. 15 %). Laut Feil und Rüttinger (2011) kann es durch diese Marktdominanz zu einer künstlichen Verknappung und hohen Preisen für diese Metalle kommen. Auch ist insgesamt ein stetiges Wachstum bei der Nachfrage nach Metallen der seltenen Erden zu erwarten, was zu einer Reduktion der Versorgungssicherheit führen kann.

Durch das gegebene Potenzial an Metallen in MVA-Schlacke (Kapitel 2.2.4) und der Verknappung an strategischen Metallen, rückt der Rückbau und die Aufbereitung von deponierten MVA-Schlacken verstärkt in den Blickpunkt. Bei der Rückgewinnung von Aluminium aus MVA-Schlacken steht nicht die Substitution des Wertmetalls im Vordergrund, sondern der kumulierte energetische Aufwand (bezogen auf fossile Energieträger) zur Herstellung von Rohaluminium aus Bauxit. Dieser beträgt laut einer Studie des Umweltbundesamtes (2007) 31,1 MWh/Mg_{Rohaluminium}. Laut der Studie von Wiemer und Gronholz (2011) kann bei einer weitgehenden Aufbereitung der MVA-Schlacke eine Energieeinsparung durch zurückgewonnenes Aluminium von ca. 91 % und eine CO₂-Einsparung von ca. 87 % erreicht werden. Aber auch durch die Rückgewinnung von Kupfer und Eisen bei der weitergehenden MVA-Schlackenaufbereitung können erhebliche Energie- und CO₂-Einsparpotenziale erreicht werden (Tabelle 2-4). Somit kann ein Rückbau deponierter MVA-Schlacken und deren Aufbereitung nicht nur strategische Metalle substituieren (Ressourcenschonung), sondern auch einen großen positiven klimarelevanten Beitrag leisten.

Tabelle 2-4: Theoretisch erzielbare Energie- und CO₂-Einsparpotenziale nach KEA bei der Wertmetallrückgewinnung aus MVA-Schlacke mit der weitgehenden MVA-Schlackeaufbereitung (Wiemer und Gronholz, 2011)

1 Mg MVA-Schlacke	Einzelbilanzen		
	Aluminium	Kupfer	Eisen
Rückgewinnung	1,33 Ma.-%	0,457 Ma.-%	5,87 Ma.-%
Primärmetall-Äquivalent (gewonnen)	12,0 kg	4,3 kg	44,0 kg
Energiebedarf für die Primärerzeugung	372,3 kWh	91,9 kWh	271,0 kWh
Energie-Einsatz für die Fe-/NE-Rückgewinnung/Aufbereitung	16,8 kWh	16,8 kWh	16,8 kWh
Energie-Einsatz für die Sekundärerzeugung	15,05 kWh	9,72 kWh	108,5 kWh
Energieeinsparung (total)	340,4 kWh	65,4 kWh	145,7 kWh
Energieeinsparung	91,4 %	71,1 %	53,7 %
CO₂-Primärerzeugung	120,5 kg	24,1 kg	101,2 kg
CO₂-Sekundärerzeugung	15,7 kg	6,3 kg	22,3 kg
CO₂-Einsparung (total)	104,8 kg	17,8 kg	78,9 kg
CO₂-Einsparung	87 %	74 %	78 %

Durch die rückgebaute und aufbereitete MVA-Schlacke kann auch ein erheblicher Anteil der mineralischen Fraktion wieder dem Wirtschaftskreislauf zugeführt werden, um primäre Rohstoffe wie Kies und Sand zu substituieren. Im Jahr 2014 wurde der Bedarf an Gesteinskörnungen in Deutschland (ca. 549 Mio. Mg) für diverse Baumaßnahmen überwiegend aus natürlichen Lagerstätten bereitgestellt (Abbildung 2-1). Als Recyclingbaustoff werden nur geringe Massen in der Baustoffindustrie eingesetzt (ca. 12 %). Laut Briese et al. (2014) könnte dieser Einsatz aber auf ca. 30 % gesteigert werden, wenn das gesamte zur Verfügung stehende Potenzial ausgeschöpft werden würde.

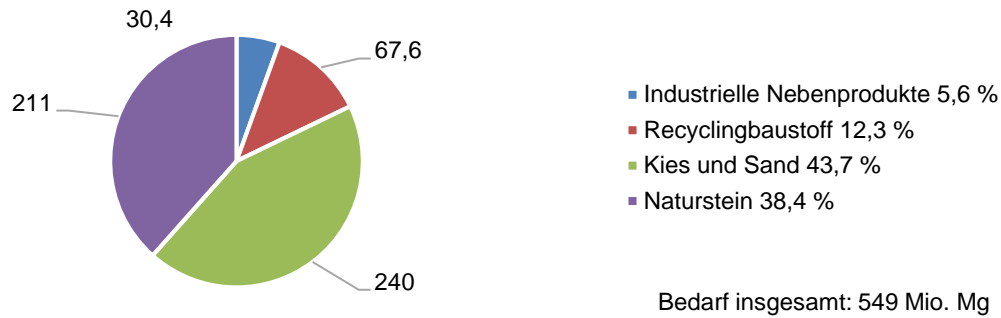


Abbildung 2-1: Deckung des Bedarfs an Gesteinskörnungen in Deutschland im Jahr 2014 (in Mio. Mg) (KrW-Bau, 2017)

Zwar verfügt Deutschland über genügend Kies-, Sand- und Splittvorkommen, aber die geologische Verfügbarkeit hat laut einer Studie der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR, 2018) nichts mit der tatsächlichen Nutzbarkeit der Vorkommen zu tun. Durch eine Verschärfung der Genehmigungssituation für den Abbau von Primärrohstoffen für die Bauindustrie kommt es regional zu Verknappungen durch Erreichen von Kapazitätsgrenzen. Ein Großteil der Vorkommen an Sand, Kies und Natursteinen ist in Deutschland durch die konkurrierende Flächennutzung wie Wasserschutz-, Naturschutz- und Landschaftsschutzgebiete, aber auch durch Gewerbegebiete, Straßen sowie Eisenbahnlinien nicht erschließbar. Laut BGR (2018) sind z.B. in Baden-Württemberg 85 % der Landesfläche durch eine vorrangige Nutzung bereits verplant und somit eine ähnlich große Fläche der potentiellen Vorkommen an primären Rohstoffen für die Bauindustrie nicht erschließbar. Aufgrund des stetigen Wirtschaftswachstums und niedriger Zinsen zeichnen sich erhebliche Investitionen sowohl im Wohnungs- als auch Straßenbau ab. Im Jahre 2017 kam es laut der Studie des BGR (2018) erstmals zu Versorgungsengpässen im Ruhrgebiet mit Baurohstoffen für den Straßenbau. Eine Verstärkung dieser Lieferengpässe für weitere Regionen in Deutschland ist zu erwarten. Gleichwohl wird nach einem Bericht des BBS (2016) bei einem Wachstum des Bruttoinlandsproduktes von + 1,7 % pro Jahr eine Nachfrage für das Jahr 2035 nach primären Rohstoffen von ca. 650 Mio. Mg prognostiziert. Dies entspricht einer Steigerung von 18,4 % gegenüber dem Jahr 2014. Somit rückt auch ein ressourcen-optimierter Einsatz immer mehr in den Vordergrund und eine Rückgewinnung der mineralischen Fraktion aus Deponien wird immer interessanter.

2.1.6 Durchgeführte Deponierückbauprojekte mit dem primären Ziel Metalle zurückzugewinnen

Allgemein ist eine stetige Zunahme von Rückbaumaßnahmen von Deponien mit abgelagertem Hausmüll weltweit zu beobachten. Der erste beschriebene Deponierückbau ist in Tel Aviv 1953 durchgeführt worden. Dabei wurde das entnommene Deponat einer einfachen mechanischen Aufbereitung zugeführt und die Feinfraktion als Bodenverbesserer einer Verwertung zugeführt. Ende der 1980er Jahre erfolgten vor allem Rückbaumaßnahmen in den USA aus Gründen des Grundwasserschutzes, der Beseitigung von Deponien für Infrastrukturmaßnahmen, aber auch zur Gewinnung der heizwertreichen Fraktion (Plastik, Papier) für die Verwertung als Brennstoff. Eine der ersten großen Baumaßnahmen in Deutschland erfolgte an der Deponie Wolfsburg-Fallersleben im Zeitraum von 1986 bis 1987. In den 1990er Jahren rückte immer mehr die Betrachtung der Deponie als Rohstofflager in den Vordergrund. Das erste Demonstrationsbeispiel für einen Deponierückbau mit dem Ziel der Wertstoffgewinnung erfolgte an der Deponie Burgdorf. Aber auch in Italien, Österreich und den Niederlanden wurden anschließend ähnliche Vorhaben durchgeführt (Gäth und Nispel, 2002; Münnich et al., 2015; Bollwien, 1994; Mocker et al., 2009).

Ein anderes Bild ergibt sich bei Deponien, die vornehmlich oder ausschließlich aus Rückständen der thermischen Behandlung von Hausmüll bestehen. Ein Großteil der anfallenden Verbrennungsrückstände aus der thermischen Behandlung von Hausmüll wurde von Beginn an in Deutschland einer stofflichen Verwertung zugeführt und nur geringe Mengen deponiert. Auch ist die Anzahl an Deponien in Deutschland auf denen unter anderem oder ausschließlich MVA-Schlacken zur Ablagerung gekommen

sind, äußerst gering. Folglich ist ein Rückbau von solchen Deponien in Deutschland – aber auch weltweit – noch nicht in Betracht gezogen worden. Untersuchungen an diesen Deponien beziehen sich vor allem auf das Langzeitverhalten der abgelagerten MVA-Schlacken sowie das langfristige Emissionsverhalten (Kieser et al., 1995; Speiser, 2001; Klein, 2002).

Erst in der jüngeren Vergangenheit sind erste Untersuchungen und Hochrechnungen an verschiedenen Deponien – in welchen ausschließlich oder zu einem Teil MVA-Schlacke eingelagert wurde – u.a. in der Schweiz, in Österreich, den USA und Finnland vorgenommen worden. An der Deponie Elbigigraben Liestal im Kanton Basel in der Schweiz, die in einem Teilbereich MVA-Schlacken (ca. 157.477 m³) aufgenommen hat, wurde 2005 ein Pilotprojekt durchgeführt. Dabei wurde ca. 108.000 Mg MVA-Schlacke zurückgebaut und vor Ort aufbereitet. Die MVA-Schlacke wurde mittels Bagger abgegraben und einem Brecher zugeführt. Anschließend wurde die Fe-Fraktion durch zwei Magnetbänder und die NE-Fraktion durch vier Wirbelstromscheider in einem Kornspektrum > 10 mm abgetrennt. Es konnten eine Fe-Fraktion von 3,14 Ma-% und eine NE-Fraktion von 0,81 Ma.-% zurückgewonnen werden (Tabelle 2-5). Der gewonnene Rückstand wurde nicht weiter aufbereitet und verdichtet wieder eingebaut. Durch den Rückbau konnten ca. 6.400 m³ an Deponievolumen zurückgewonnen werden. In naher Zukunft soll auch die Feinfraktion nochmals aufgenommen sowie aufbereitet werden, da in der Feinfraktion höhere Anteile von NE-Metallen zu erwarten sind. Eine ökologische und ökonomische Betrachtung wurde nicht durchgeführt (Bau- und Umweltschutzdirektion Kanton Basel-Landschaft, 2012).

Tabelle 2-5: Ergebnisse der Aufbereitung der zurückgebauten MVA-Schlacke der Deponie Elbigigraben (Bau- und Umweltschutzdirektion Kanton Basel-Landschaft, 2012)

Fraktion	[Mg]	[Ma.-%]
Gesamt	108.000	100
Fe-Fraktion	3.395	3,14
NE-Fraktion	870	0,81
Rückstand	103.735	96,05

Ein zweites Beispiel für ein Pilotprojekt ist der teilweise Rückbau des Ablagerungsbereiches für MVA-Schlacke einer Deponie im US-Bundestaat Maine in Portland. Dabei wurde im Zeitraum von 2011 bis 2013 ca. 199.580 Mg MVA-Schlacke rückgebaut und einer mobilen Aufbereitungsanlage zugeführt, um Fe- und NE-Metalle zurückzugewinnen. Der Fokus dieses Pilotprojektes galt der wirtschaftlichen Betrachtung eines Landfill Minings an einer Deponie mit ausschließlich eingelagerter MVA-Schlacke. Insgesamt wurden im Zeitraum von 1988 bis 2009 auf der Deponie 725.748 Mg MVA-Schlacken aus der nahegelegenen MVA-Anlage abgelagert (Wagner, 2014).

Die größte Herausforderung bei der Aufbereitung (Abbildung 2-2) war der sehr hohe Wassergehalt der MVA-Schlacke mit ca. 20 %. Daher musste der Rückstand des eingesetzten Magnetscheiders erst bis auf einen Wassergehalt von 5 % getrocknet werden, weil sonst NE-Metalle mit der feuchten Mineralik verklumpten und nicht separiert werden konnten. Insgesamt konnten durch den Rückbau 19.958 Mg (10 Ma.-%) Metalle zurückgewonnen werden. Hierbei wurde allerdings nicht in Fe- und NE-Metalle unterschieden. Basierend auf dem Schrottpreis im Oktober 2013 in den USA (69,88 €/Mg) konnte somit ein Erlös von 1.394.665 € erzielt werden. Dadurch, dass nur der Schrottpreis (Fe-Fraktion) angenommen wurde, liegt der tatsächliche Gewinn viel höher. Des Weiteren wurde durch den Rückbau und den verdichteten Wiedereinbau der mineralischen Rückstände ein zusätzliches Deponievolumen geschaffen welches den Wert von ca. 317.300 € aufweist. Laut Wagner (2014) liegen die Kosten für einen Rückbau von MVA-Schlackedeponien weit unter denen einer Deponie für Hausmüll, da weniger Stoffströme separiert und aufbereitet werden müssen. In der Studie von Wagner und Raymond (2015) werden anhand einer durchgeführten Literaturstudie allgemeine Kosten für den Rückbau von Hausmülldeponien wie in Tabelle 2-6 angegeben.

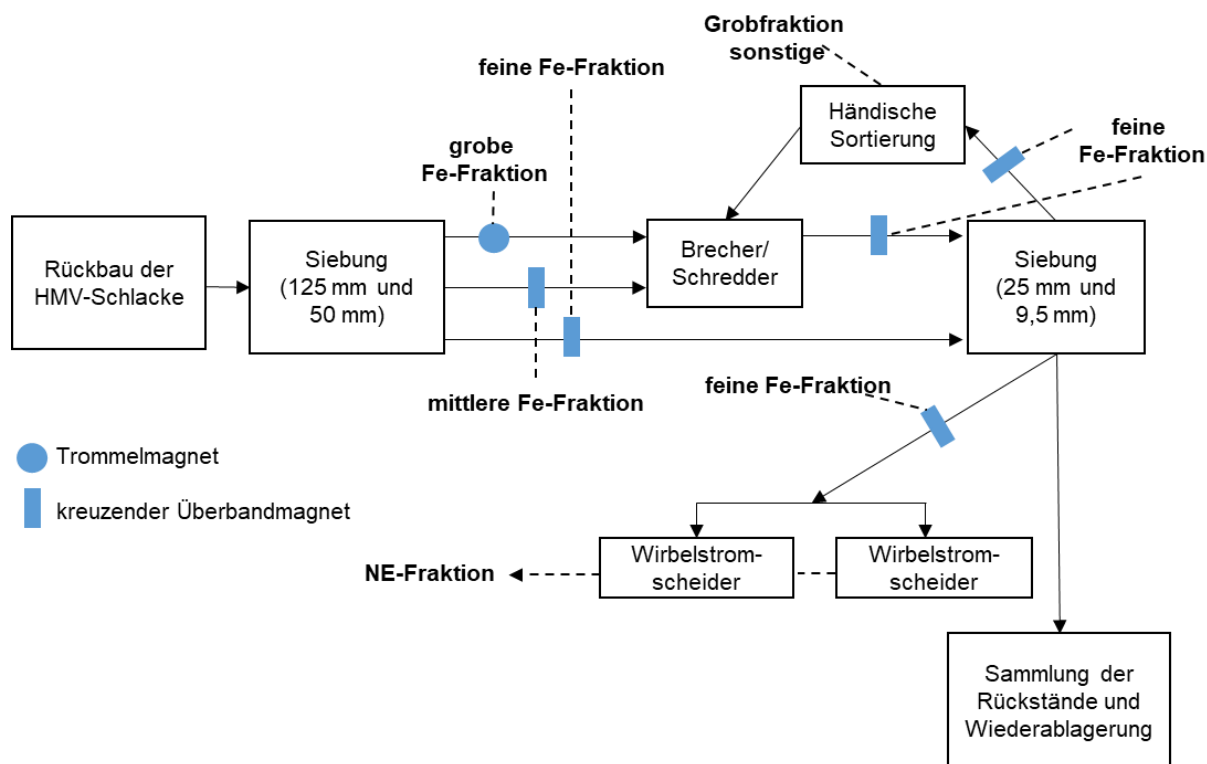


Abbildung 2-2: Mobiles Aufbereitungskonzept der MVA-Schlacke der Deponie in Maine (USA) (Wagner und Raymond, 2015)

Tabelle 2-6: Kosten für ein Landfill Mining von Hausmülldeponien (Wagner und Raymond, 2015)

Kosten für eine Landfill Mining	Land
ca. 86 €/Mg bis 112 €/Mg - Ausgraben des Materials ca. 5 €/Mg - Transport ca. 2 €/Mg - Separation und Rückgewinnung der Fe-Fraktion ca. 16 €/Mg - Separation und Rückgewinnung der nicht-metallischen Fraktion ca. 41 €/Mg - Transport zur Weiterverarbeitung ca. 64 €/Mg	Niederlande
ca. 35 €/Mg bis 104 €/Mg - Kapitalkosten ca. 9 €/Mg bis 29 €/Mg - Betriebskosten ca. 26 €/Mg bis 78 €/Mg	USA
ca. 65 €/Mg	Europa (allgemein)

2.2 Rückstände aus der thermischen Behandlung von Abfällen

2.2.1 Begriffsabgrenzung der Rückstände aus der thermischen Behandlung von Abfällen

Zur detaillierten Beschreibung der Schlacke können die Spezifikationen der *LAGA M 20 (2003)* herangezogen werden. Demnach wird zwischen MVA-Rohschlacken und MVA-Schlacken unterschieden. Als MVA-Rohschlacke wird das Gemenge bezeichnet, welches als Rostabwurf und Rostdurchfall aus dem Feuerraum von MVA-Anlage ausgetragen wird. Demgegenüber versteht man unter den MVA-Schlacken bereits gealterte und aufbereitete MVA-Rohschlacken. Nicht zu den Schlacken gehören Kesselaschen, Filterstäube und etwaige Reaktionsprodukte aus der Abgasreinigung, welche getrennt erfasst werden. Nach *Pfrang-Stotz und Reichelt (1996)* kann man eine weitere Schlackeform abgrenzen. Hierbei handelt es sich um alterierte Schlacken. Sie bezeichnen MVA-Schlacken, die über einen längeren Zeitraum (meist Jahre) abgelagert wurden. Nach heutigem Wissensstand gibt es umfassende Erkenntnisse über die Entstehung, die charakteristischen Eigenschaften, verschiedene Einflussgrößen auf die Qualität, die Alterationsprozesse sowie die Langzeitauswirkung bei einer Deponierung von MVA-Schlacken.

2.2.2 Entstehung der MVA-Rohschlacke

Eine MVA-Anlage kann grundsätzlich in die Bereiche Anlieferung, Verbrennung, Energienutzung/-gewinnung sowie Rauchgasreinigung unterteilt werden. Überwiegend wird die Verbrennung von Abfällen in Deutschland über ein Rostfeuerungs-system durchgeführt. Die thermische Behandlung findet üblicherweise bei Rosttemperaturen zwischen 800 bis 1.200 °C statt. Hierbei laufen nacheinander folgende Prozesse ab:

- Trocknung,
- Entgasung,
- Vergasung und
- Verbrennung.

Durch die sehr hohen Temperaturen kommt es beim Verbrennungsprozess zu einer teilweisen Aufschmelzung und folglich zum Verbacken von Asche- und Inertbestandteilen (Sinterung). Diese ablaufenden Sinterprozesse führen letztendlich zur Bildung der mineralischen MVA-Rohschlacke, welche nach der thermischen Behandlung mit einer Temperatur von ca. 800 bis 1.000 °C ausgetragen wird. Der Austrag erfolgt vornehmlich über ein Nassentschlackungssystem (Stand der Technik in Deutschland). Durch die thermische Behandlung des Hausmülls kommt es zu einer Massenreduktion im Verhältnis 4:1, d.h. je nach Verfahren der thermischen Behandlung und Charakteristik des Abfallinputs bleibt somit eine Menge an MVA-Rohschlacke von ca. 25 bis 27 Ma.-% des Abfallinputs übrig (*Wierner und Gronholz, 2011; Kuchta und Enzner, 2015*).

Nach *Zwahr (2006)* sind ca. 9 Ma.-% Fe- und ca. 1 Ma.-% NE-Metalle in der MVA-Schlacke enthalten. *Schmeisky (2011)* schätzt den Anteil der Fe-Metalle auf 7 bis 10 % und NE-Metalle auf 1 bis 2 Ma.-%. Durch die Verzunderung sowie Sinter- und Anbackungsvorgänge werden feinere Metallbestandteile teilweise in die MVA-Rohschlacke eingelagert oder chemisch gebunden. Zwar wird durch die Massenreduktion bei der thermischen Behandlung die Rückgewinnbarkeit von Metallen verbessert, andererseits werden aber die Trennbarkeit und Verwertung – vor allem der Feinfraktion – durch die nachfolgenden Alterationsprozesse (*Kapitel 2.2.5*) erschwert. Die gebildeten Mineralphasen befinden sich nach dem Austrag aus dem Nassentschlacker in einem Ungleichgewicht und unterliegen komplexen physikalischen und chemischen Alterationsprozessen – teils unabhängig voneinander, teils in Wechselwirkung. Der Zeitraum für diese Prozesse beträgt üblicherweise mehrere Stunden bis mehrere Monate. Daher ist laut *LAGA M 20 (2003)* eine dreimonatige Lagerung der MVA-Rohschlacke vorgeschrieben (*Kozemiensky, 1994*).

2.2.3 Einflussfaktoren auf die Eigenschaften und Beschaffenheit der MVA-Schlacke

Die Eigenschaften sowie die Beschaffenheit der MVA-Schlacke sind von mehreren Faktoren abhängig. Wesentliche Faktoren sind dabei die Abfallzusammensetzung beim Eintrag in den Abfallverbrennungsanlagen, die Feuerungstechnik in der Abfallverbrennungsanlage und der Austrag der zurückbleibenden MVA-Rohschlacken nach der Verbrennung.

Die vornehmlich heterogene Zusammensetzung der MVA-Schlacke wird in erster Linie durch den Abfallinput bestimmt. Nach *Dehoust et al. (2002)* setzt er sich zum größten Teil aus Hausmüll (56 Ma.-%), hausmüllähnlichem Gewerbeabfall (37 Ma.-%) sowie Sperrmüll (7 Ma.-%) zusammen. Die Zusammensetzung der einzelnen Fraktionen im Abfallinput in Müllverbrennungsanlagen ist in *Abbildung 2-3* dargestellt. Der biogene Anteil bildet mit 22 % den größten Anteil an der Gesamtmasse. Der enthaltene Feinmüll besteht größtenteils aus den mineralischen Komponenten. Dem gegenüber besteht der Mittelmüll vornehmlich aus biogenem Material (*Weigand u. Marb, 2005*).

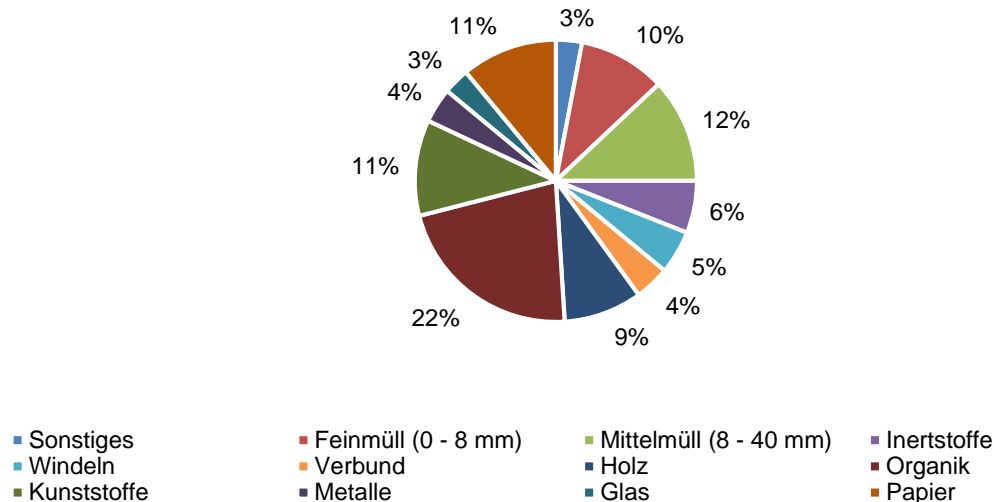


Abbildung 2-3: Zusammensetzung des Abfallinputs (Summe aus Hausmüll, Sperrmüll und Gewerbeabfällen) (Dehoust, 2002)

Die enthaltenen Metalle in der MVA-Schlacke sind in erster Linie abhängig von ihrer Flüchtigkeit. So verdampfen leichtflüchtige Metalle wie Quecksilber und Cadmium auf dem Verbrennungsrost und reichern sich vornehmlich am Feinstaub, der über den Abgasstrom ausgetragen wird, an. Demgegenüber verbleiben schwerflüchtige Elemente wie Kupfer und Chrom auf dem Verbrennungsrost und lagern sich in der MVA-Rohschlacke an. Über den Eintrag von Glas im Hausmüll wird der Siliziumgehalt bestimmt. Calcium stammt ebenfalls vornehmlich aus dem Hausmüll sowie Gewerbeabfall, welcher Calciumcarbonate enthält wie z.B. Papier, Karton, Gips sowie Essensreste. Das enthaltene Calcium hat direkten Einfluss auf die Alterationsprozesse der MVA-Schlacke (*Kapitel 2.2.5*). Der Anteil von Chlor wird maßgeblich über die Kunststoffe aber auch über den Eintrag von Natriumchlorid aus Essensresten im Abfallinput bestimmt. (Hentschel, 1999; Reimann, 1988; Rendek et al., 2007). Nach Pfrang-Stotz und Reichelt (2005) spiegeln sich unterschiedliche Abfallzusammensetzungen vornehmlich in der mineralogischen Phasenzusammensetzung der Fein- bzw. Grobfraction wieder. In der Feinfraction kommt dies besonders deutlich durch unterschiedliche Calciumsulfat (CaSO_4) und Calciumcarbonat (CaCO_3) Gehalte zum Ausdruck, welche einen großen Einfluss auf die Alterationsprozesse der MVA-Schlacke haben. Demgegenüber wirken sich unterschiedlichen Abfallzusammensetzungen in der Grobfraction vornehmlich auf die Gehalte an Silikat-Mineralen aus.

Die Feuerungstechnik wirkt sich direkt auf den Ausbrand der MVA-Schlacke aus. Wichtige Parameter zur Bestimmung der Ausbrandgüte sind dabei der Glühverlust (GV) und der Restkohlenstoff in der MVA-Schlacke. Beide Größen stellen somit den verbleibenden brennbaren Anteil der MVA-Schlacke dar. Er wird von der Art des Rostes, der Menge der zugeführten Primärluft im Feuerraum, der Temperatur sowie der Verweilzeit des Abfalls im Feuerraum beeinflusst. Die Temperatur hat ebenso einen Einfluss auf die Anteile der neu gebildeten Glasphasen sowie der Mineralphasen, insbesondere der Anteil an CaSO_4 wird darüber bestimmt. Hentschel (1999) untersuchte die Auswirkung der Erhöhung der Temperatur durch eine Sauerstoffanreicherung der Primärluft und stellte fest, dass hierdurch der Glühverlust und der Restkohlenstoff in der MVA-Schlacke herabgesetzt werden konnte. Diese Vorgehensweise wird von der Firma Martin GmbH für Umwelt- und Energietechnik beim „SYNCOM Verfahren“ angewandt, welches mit einem Rückschubrost und einer Sauerstoffanreicherung in der Primärluft eine intensive gleichmäßige Verbrennung erzielt. Es kommt dadurch auch zu einer deutlichen Verbesserung des Ausbrandes und zu einer teilweisen Sinterung der MVA-Schlacke und somit zu einer geringeren Mobilität der enthaltenen Metalle (Alwast u. Riemann, 2010).

Der Austrag erfolgt über ein Nassentschlackungssystem (Stand der Technik in Deutschland). Hierbei werden die Verbrennungsrückstände in einem Wasserbad abgekühlt sowie mögliche brennende organische Bestandteile gelöscht. Der Großteil der löslichen Chloride und Sulfate wird hier bereits ausgewaschen und es entsteht ein Luftabschluss zum Feuerraum. Die genannten Vorteile sind für die Betreiber von MVA-Anlage von besonderer Bedeutung, verhindern aber eine effiziente Aufbereitung (*Kapitel*

2.3). In der Schweiz sind bereits Trockenentschlackungssysteme im Einsatz, die eine Qualitätsveränderung zu nass ausgetragenen MVA-Rohschlacken erkennen lassen (Böni, 2009). Die trocken ausgetragene MVA-Rohschlacke hat nach Quicker et al. (2014) mehrere Vorteile für die anschließende Aufbereitung:

- Geringere Anhaftungen und somit effektivere Wertstoffabtrennung,
- direkte Aufbereitung möglich, da keine Alterung nötig ist,
- Salze liegen in trockener Form vor und sind somit nicht korrosiv,
- durch den geringeren Wassergehalt ist Trockenschlacke leichter und hat logistische Vorteile.

Ein großer Nachteil beim Trockenaustrag ist zum einen die Staubbildung, die sich negativ auf die anschließende Aufbereitung der MVA-Rohschlacke auswirkt, da diese in geschlossenen Systemen erfolgen muss und zum anderen die wesentlich größeren Agglomerate, die den Aufwand der Aufbereitung erschweren (Quicker et al., 20014; Böni, 2018; Ferstl, 2002).

2.2.4 Charakterisierende Eigenschaften der MVA-Schlacke

MVA-Schlacken stellen ein heterogenes Material dar. Sie können unter stofflichen, chemischen und mineralogischen Aspekten betrachtet werden. Allgemein stellt MVA-Schlacke ein Mehrkomponentensystem dar, welches einerseits aus Asche, Schmelzprodukten und Inertstoffen (Glas- und Keramik sowie bauschuttähnlichen Bestandteile) welche die thermische Behandlung unverändert durchlaufen haben besteht. Andererseits sind auch geringe Anteile an unverbrannten Bestandteilen (Papier, Holz, Kunststoffe und Textilien) enthalten und zu einem kleinen Teil Eisen- und Nichteisenmetalle, welche aufgrund der sehr hohen Temperaturen und unter Vorhandensein von Sauerstoff oxidieren und teilweise auf- oder anschmelzen und somit neue Mineralphasen bilden. Sie können die thermische Behandlung aber auch unverändert durchlaufen (Hentschel, 1999; Alwast u. Riemann, 2010).

In der Literatur wird als Asche die Feinstfraktion (< 2 mm) der MVA-Schlacke bezeichnet. Sie besteht vornehmlich aus anorganischen Rückständen, Rußpartikeln, sowie nicht brennbaren Staubpartikeln und feinkörnigem Abrieb von Keramik-, Glas-, Metall- und Gesteinskomponenten. Diese Aschepartikel bilden durch Aufschmelzung Schmelzprodukte, welche hauptsächlich aus neu entstandenen kristallinen Phasen und neu gebildetem Glas bestehen (Hirschmann, 1999). In Tabelle 2-7 ist die makroskopische Zusammensetzung dargestellt.

Tabelle 2-7: Makroskopische Zusammensetzung von Rohschlacke nach unterschiedlichen Literaturangaben

	Einheit	Lichtensteiger u. Zeltner, 1994	Lück, 2004		Maerz, 2012
			MIN	MAX	
Mineralische Fraktion inkl. Durchläufer	Ma.-% TS	93	85	90	91
Metallschrott	Ma.-% TS	5	7	10	8
Unverbranntes	Ma.-% TS	2	1	5	1

Den größten Anteil machen die unterschiedlichen mineralischen Bestandteile aus. Diese Mineralphasen unterscheiden sich durch chemische sowie physikalische Reaktionsmechanismen und gelten als Träger der bautechnischen und umweltrelevanten Eigenschaften (Hentschel, 1999; Pfrang-Stotz u. Reichelt, 2005; Lücke, 2004).

In Tabelle 2-8 sind die wichtigsten mineralischen Hauptbestandteile dargestellt. Es handelt sich vor allem um mit Eisen durchsetzte Calcium-Aluminium-Silikate. Besonders hervorzuheben sind die hohen Anteile an Calciumoxid (CaO) von durchschnittlich ca. 29 Ma.-%. CaO hat einen entscheidenden Einfluss auf die anzustrebenden Verwertungsmaßnahmen der erzeugten mineralischen Rückstände nach der Metallentfrachtung.

Tabelle 2-8: Übersicht der wichtigsten mineralischen Hauptbestandteile von Schlacken (Lam et al., 2010)

Verbindung	Einheit	MIN	MAX	MW
SiO ₂	Ma.-%	5,44	49,38	26,31
Al ₂ O ₃	Ma.-%	1,26	18	7,69
CaO	Ma.-%	13,86	50,39	28,70
Fe ₂ O ₃	Ma.-%	1,21	13,3	6,02
MgO	Ma.-%	1,6	3,3	2,31
K ₂ O	Ma.-%	0,888	7,41	2,64
Na ₂ O	Ma.-%	3,3	17,19	7,71

Die Mengenanteile der vorhandenen Mineralphasen hängen stark von der Korngröße ab. In der Grobfraction (ca. 32 bis 4 mm) reichern sich vorwiegend neugebildete Silikate und Oxide an, während in der Feinfraction (ca. < 4 mm) vermehrt Sulfate, Chloride und Carbonate vorliegen, die die physikalischen Eigenschaften der Schlacke bestimmen (Pfrang-Stotz u. Reichelt, 2005; Meinfelder u. Richers, 2008; Knorr et al., 1999; Hentschel, 1999).

Abhängig von der Korngröße liegen auch unterschiedliche Metalle aufgeschlossen oder im Verbund vor. Vor allem in den größeren Kornklassen sind freiliegende metallische Partikel vorhanden. Es können bis zu 10 Ma.-% Eisenbestandteile und bis zu 2 Ma.-% Aluminium und Kupfer enthalten sein. Diese können aus dem groben bis mittleren Kornbereich mit Aufbereitungstechnologien nach dem Stand der Technik separiert werden (Alwast et al., 2010; Deike et al., 2012). Darüber hinaus reichern sich verschiedene Metalle sowie Schwermetalle in den feinen Bestandteilen der MVA-Rohschlacke an. Nach Grünbein et al. (2015) macht die Feinfraction (< 4 mm) ca. 30 bis 40 Ma.-% aus.

Deike et al. (2012) konnten im Rahmen eines Projektes zum Recyclingpotenzial bei Rückständen aus der Müllverbrennung beispielsweise nachweisen, dass insbesondere die Schwermetalle Zink, Kupfer, Blei und Nickel in der Feinfraction in erhöhten Konzentrationen angereichert werden. Durch Bunger (2014) durchgeführte Schlackenanalysen in der Schweiz ergaben, dass ca. 80 Ma.-% der NE-Metalle in dem Kornspektrum < 20 mm vorliegen. Besonders hervorzuheben ist dabei Aluminium, welches ca. 50 Ma.-% ausmacht. In Tabelle 2-11 sind verschiedene in MVA-Schlacken vorkommende Metalle mit deren Konzentrationsangaben dargestellt. Chrom, Mangan, Nickel, Antimon, Blei und Vanadium sind als Schadstoffe zu betrachten. Sie haben eine hohe Relevanz bei der Einhaltung von Grenzwerten für eine stoffliche Verwertung der mineralischen Fraktion. Zwar können Kupfer und Zink ebenfalls als Schadstoffe klassifiziert werden, jedoch stellen sie ein erhebliches Wertstoffpotenzial dar. Gerade die dargestellten Konzentrationen für Kupfer befinden sich eindeutig in dem Bereich von armen Kupfererzen. Diese werden bis zu einem unteren Gehalt von ca. 0,2 bis 0,3 Ma.-% Kupfer abgebaut (Alwast et al., 2010; Breitenstein et al., 2015). Somit können MVA-Schlacken als sekundär geschaffene Kupfererzminen gesehen werden. Teilweise werden diese Wertmetallfrachten an Kupfer nach dem heutigen Stand der Technik (Kapitel 2.3.1) zurückgewonnen. Eine erhebliche Menge des Kupfers verbleibt aber im mineralischen Rückstand und wird nicht zurückgewonnen.

Neben den in der Tabelle 2-11 dargestellten Metallen lassen sich in MVA-Schlacken vermehrt Metalle der Seltenen Erden bzw. strategische Metalle finden. Einige dieser Metalle sind in Tabelle 2-12 mit den jeweiligen vorkommenden Konzentrationen in MVA-Schlacke aufgelistet. Metalle der Seltenen Erden sind Teil der 3. Nebengruppe des Periodensystems. Insgesamt lassen sich 17 Elemente zu ihnen zählen. Strategische Metalle haben eine sehr hohe wirtschaftliche Bedeutung, da sie unverzichtbar im High-Tech-Bereich sind. Sie gehören weder einer chemisch-physikalischen Metallgruppe an noch lassen sie sich klar im Periodensystem definieren. Insgesamt gehören zu ihnen 29 Elemente. Aus Tabelle 2-12 wird ersichtlich, dass die Konzentrationen sehr gering ausfallen. Eine von Morf et al. (2013) durchgeführte Studie an einer Schweizer MVA-Anlage zeigt, dass relevante Mengen an diesen Metallen in MVA-Schlacke enthalten sein können. So kann z.B. Gold in Form von „Nuggets“ als Schmuck bzw. Münzen vorliegen aber auch als Feinstpartikel von Beschichtungen. Bei einem jährlichen Durchsatz von 200.000 Mg liegt somit in der betrachteten MVA-Anlage ein Gehalt an Silber von ca. 1.100 kg/a, an Gold von ca. 81 kg/a und an Neodym von ca. 1.500 kg/a vor. Zukünftig ist aber mit einer Steigerung dieser Metalle zu rechnen, aufgrund einer sich ändernden Abfallzusammensetzung. Laut Breitenstein (2017b) steht dabei vor allem Silber im Vordergrund, welches durch die steigende Verwendung in Konsumgütern und deren Verpackungsmaterialien zukünftig vermehrt in MVA-Schlacken wiederzufinden sein wird. Laut Binnemans et al. (2013) rückt ein Landfill Mining als Rohstoffquelle für strategische Metalle und Metalle

der Seltenen Erden immer mehr in den Fokus vornehmlich bei industriellen Abfällen wie metallurgischen Schlacken, Rotschlamm² und Minenrückständen aufgrund der höheren Metallkonzentrationen und des höheren Volumens. Gleichwohl ist nach *Funari et al. (2015)* und *Binnemans et al. (2013)* eine konventionelle, nasschemische Rückgewinnung von Metallen aus Seltenen Erden bzw. strategischen Metallen aus MVA-Schlacken aus ökonomischer Sicht heutzutage nicht realisierbar.

Neben den schädlichen Schwermetallen lassen sich vereinzelt auch organische Schadstoffe wie Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und -furane (PCDD/PCDF) sowie Polychlorierte Biphenyle (PCB) in den Rückständen einer MVA-Anlage finden. PCDD/PCDF entstehen im Wesentlichen im Sinne einer Neubildung (De-novo-Synthese). Vornehmlich entstehen sie bei der thermischen Behandlung im Verbrennungsraum der MVA-Anlage und in der Nachverbrennungszone während der Abkühlphase. Bei der Entstehung von PCDD/PCDF spielt die Temperatur eine wesentliche Rolle. Sie entstehen vornehmlich in Temperaturbereichen von 250 bis 350 °C (*Tabelle 2-9*) und somit vornehmlich im Abgaskanal der MVA-Anlage. Auffällig ist hierbei, dass bei gleicher Temperatur die Konzentration an neugebildeten PCDD/PCDF nach dem Elektrofilter um ein Vielfaches höher liegt als vor dem Elektrofilter (*Tabelle 2-9*). Rauchgas-getragene Stäube bilden eine besondere Rolle in der Bildung PCDD/PCDF, besonders wenn sie mit Chloriden belegt sind. In der Literatur ist eine Spannweite in MVA-Schlacke von 0,2 – 21 ng I-TE/kg TS angegeben (*Lenoir u. Fiedler, 1992; Meinfelder et al., 2008*).

Che-Kuan et al. (2006) haben anhand von gesiebten MVA-Schlacken nachgewiesen, dass vornehmlich in den unteren Kornklassen (< 0,21 mm Feinstkornbereich) eine höhere Belastung an PCDD/PCDF vorliegt. In *Tabelle 2-10* sind Konzentrationen von PCDD/PCDF in Rauchgasgetragene Stäuben verschiedener MVA-Anlage angegeben.

Tabelle 2-9: Konzentrationen von PCDD/PCDF im Rauchgas an verschiedenen Stellen im Abgaskanal einer MVA-Anlage (*Lenoir u. Fiedler, 1992*)

				Vor Elektrofilter	Nach Elektrofilter
	Einheit	580 °C	450 °C	290 °C	290 °C
PCDD/PCDF	ng/Nm ³	20	20	470	1.740

Tabelle 2-10: Konzentrationen an PCDD/PCDF verschiedener MVA-Anlage (*Lam et al, 2010*)

		China					
	Einheit	MVA-Anlage 1	MVA-Anlage 2	MVA-Anlage 3	Korea	Japan	Taiwan
PCDD/PCDF	ng I-TE/kg TS	7,53	0,98 – 1,5	0,789	0,13 - 21	6,7	0,47 – 2,3

² Rückstand aus der Gewinnung von Aluminiumoxid aus aluminiumhaltigen Erzen (insbesondere Bauxit) (*Muster, 2007*).

Tabelle 2-11: Übersicht der wichtigsten Metalle in Schlacken nach unterschiedlichen Literaturdaten

Element	Einheit	Reimann, 1996				Nishida et al., 2001		Shen u. Forssberg, 2003		Lam et al., 2010		Deike et al., 2012		Morf et al., 2013
		vor 1990		nach 1990										
		MIN	MAX	MIN	MAX	MIN	MAX	MIN	MAX	MIN	MAX	MIN	MAX	
Al	mg/kg TS	80.000	180.000	5.000	95.000	-	-	47.000	72.000	-	-	21.900	72.800	17.000
Cr	mg/kg TS	1.000	10.000	100	9.600	10	1.400	-	-	13	1.400	-	-	180
Cu	mg/kg TS	1.000	4.000	200	7.000	80	10.700	900	4.800	80	10.700	290	8.240	2.230
Fe	mg/kg TS	40.000	230.000	20.000	110.000	-	-	27.000	150.000	-	-	4.120	150.000	32.000
Mn	mg/kg TS	-	-	-	-	50	3.100	-	-	0,7	3.100	100	2.200	-
Ni	mg/kg TS	100	300	40	760	10	430	-	-	9	430	100	300	120
Pb	mg/kg TS	1.000	17.000	600	5.200	100	6.500	-	-	98	6.500	98	13.700	540
V	mg/kg TS	-	-	-	-	-	-	-	-	36	90	20	122	11
Zn	mg/kg TS	4.000	15.000	500	21.000	200	12.400	1.800	6.200	200	12.400	-	-	1.600

Tabelle 2-12: Übersicht über einige wichtige Metalle der Seltenen Erden sowie der strategisch wichtigen Metalle in MVA-Schlacke nach unterschiedlichen Literaturdaten

Element		Einheit	Metalle aus Seltenen Erden			Strategische Metalle			
			Zhang et al., 2001	Morf et al., 2013	Allegrini et al., 2014	Element		Einheit	Morf et al., 2013
Neodym	Nd	mg/kg TS	9,31	7,26	20	Beryllium	Be	mg/kg TS	0,28
Gadolinium	Gd	mg/kg TS	1,98	0,75	2,8	Bismut	Bi	mg/kg TS	2,8
Praseodym	Pr	mg/kg TS	2,51	1,9	5,5	Chrom	Cr	mg/kg TS	180
Yttrium	Y	mg/kg TS	15,9	7,85	-	Gallium	Ga	mg/kg TS	2,2
Cerium	Ce	mg/kg TS	24,6	-	44	Germanium	Ge	mg/kg TS	0,21
Dysprosium	Dy	mg/kg TS	1,29	-	2,3	Hafnium	Hf	mg/kg TS	2,6
Europium	Eu	mg/kg TS	1,49	-	0,67	Indium	In	mg/kg TS	0,29
Scandium	Sc	mg/kg TS	-	0,96	4,6	Cadmium	Cd	mg/kg TS	8,9
Lanthan	La	mg/kg TS	14,7	-	21	Cobalt	Co	mg/kg TS	11
Samarium	Sm	mg/kg TS	2,3	-	3,05	Vanadium	V	mg/kg TS	11
Terbium	Tb	mg/kg TS	0,64	-	0,43	Selen	Se	mg/kg TS	0,45
Holmium	Ho	mg/kg TS	0,24	-	0,43	Molybdän	Mo	mg/kg TS	8,6
Erbium	Er	mg/kg TS	0,74	-	1,95	Niob	Nd	mg/kg TS	2,5
Thulium	Tm	mg/kg TS	0,09	-	0,18	Rhodium	Rh	mg/kg TS	0,000092
Ytterbium	Yb	mg/kg TS	0,70	-	1,25	Ruthenium	Ru	mg/kg TS	0,0005
Lutetium	Lu	mg/kg TS	0,13	-	0,17	Tellur	Te	mg/kg TS	0,085
						Tantal	Ta	mg/kg TS	1,2
						Platin	Pt	mg/kg TS	0,0059
						Wolfram	W	mg/kg TS	56
						Zirkonium	Zr	mg/kg TS	116
						Gold	Au	mg/kg TS	0,4

Neben der Charakterisierung der Feststoffparameter ist das Elutionsverhalten von Schadstoffen aus der MVA-Schlacke bei Kontakt mit Wasser zu berücksichtigen. In *Tabelle 2-13* sind die Schwankungsbreiten der Konzentrationen im Eluat für Rohschlacke und gealterter MVA-Schlacke angegeben. Die Alterung der MVA-Schlacke führt zu einer Absenkung des pH-Werts um 1 bis 3 Einheiten. Eine wesentliche Ursache hierfür ist die Wasseraufnahme – vorwiegend im Nassentschlacker – und die anschließende Carbonatisierung (*Kapitel 2.2.5*) während der Alterung. Für die elektrische Leitfähigkeit zeigen die Rohschlacken eine viel höhere Schwankungsbreite als die gealterten und aufbereiteten MVA-Schlacken auf. Bei den Chlorid- und Sulfatkonzentrationen sind keine signifikanten Unterschiede zwischen den Eluatkonzentrationen der MVA-Rohschlacken und gealterten MVA-Schlacken zu erkennen. Hinsichtlich der Umweltverträglichkeit von MVA-Schlacken sind die Konzentrationen von Schwermetallen im Eluat von Bedeutung. Der Vergleich der Schwankungsbreiten im Eluat zeigt für Blei einen deutlichen Einfluss der Alterung auf die Eluierbarkeit. Infolge der Alterung nimmt die Eluierbarkeit für Blei deutlich ab. Auch für Zink ist ein positiver Effekt durch die Alterung zu beobachten. Die Reduzierung der Eluierbarkeit mit der Alterung der MVA-Schlacke kann durch die Fixierung der Schwermetalle während der Carbonatisierung und der neu gebildeten Calciumcarbonate erklärt werden.

Tabelle 2-13: Übersicht der Eluatkonzentrationen von MVA-Rohschlacke und MVA-Schlacke nach Literaturdaten

Element	Einheit	Pfrang-Stotz u. Reichelt, 2005					
		MVA-Rohschlacke			Gealterte und aufbereitete MVA-Schlacke		
		MIN	MAX	MW	MIN	MAX	MW
pH-Wert	-	10,9	12,6	11,8	9,3	11,8	11
El. Leitfähigkeit	µS/cm	1.200	9.000	2.400	1.000	1.800	1.500
Chlorid	mg/l	70	270	150	30	240	120
Sulfat	mg/l	0	480	220	80	540	250
Cyanid ges.	µg/l	5	5	-	5	5	-
DOC	µg/l	6	107	34	6	34	16
Arsen	µg/l	10	10	-	10	10	-
Blei	µg/l	10	4.000	450	10	35	12
Cadmium	µg/l	3	10	-	10	10	-
Chrom ges.	µg/l	15	50	30	10	130	43
Kupfer	µg/l	13	1.300	450	25	700	250
Nickel	µg/l	10	10	-	10	10	-
Quecksilber	µg/l	0,1	14,4	1,3	0,1	0,3	0,15
Zink	µg/l	10	200	60	10	50	20

2.2.5 Alterationsprozesse der MVA-Schlacke

Aufgrund der Vielzahl von Alterationsprozessen handelt es sich bei MVA-Schlacke um ein sehr reaktives Material. Aus diesem Grund werden Schlackedeponien auch als Reaktordeponien eingestuft (*Lichtensteiger u. Zeltner 1993*). Bei den chemischen Alterationsprozessen handelt es sich überwiegend um Verfestigungsreaktionen wie Carbonatisierung, Hydratation und Oxidation (Metallkorrosion, Glaskorrosion), Fällungs- und Lösungsprozesse (z.B. Salze) sowie Verwitterungs- und Kristallisationsprozesse. In *Tabelle 2-14* sind die einzelnen beschriebenen Alterationsreaktionen zur Übersicht dargestellt. Im Allgemeinen kommt es zu einer Mineralneu- und -umbildung, bei der die noch verfügbaren Inhaltsstoffe überwiegend inertisiert werden und die spezifische Oberfläche zunimmt. Gleichwohl kommt es zu einer pH-Wert Absenkung. Unter Deponiebedingungen können diese Alterationsprozesse mehrere Jahrzehnte andauern, wobei die Intensität im Laufe der Zeit ständig abnimmt (*Huber et al. 1996*).

Die mehrmonatige Lagerung der MVA-Rohschlacke nach Austritt aus dem Nassentschlacker bewirkt eine weitgehende Einstellung des thermodynamischen Gleichgewichtes, da die meisten Alterationsprozesse hierbei abklingen. Parameter wie die reaktive Oberfläche der MVA-Rohschlacke, die Durchlässigkeit bezüglich Wasser, Sauerstoff und Kohlendioxid oder die lokale chemische Umgebung der MVA-Rohschlacke üben einen hohen Einfluss auf die Reaktionsgeschwindigkeit aus. Nach *Lichtensteiger (1996)* können die ablaufenden Korrosionsprozesse über Wochen bis Monate, teils sogar Jahre bis Jahrzehnte (Silikatverwitterung) andauern. Laut *Reichelt (1996)* ist z.B. mit der vollständigen Umsetzung der Eisenfraktion erst nach fünf bis zehn Jahren Lagerung zu rechnen. Hohe Korrosionsraten werden durch hohe Chloridkonzentrationen, kleinräumige Wechsel des chemischen Milieus in der MVA-

Rohschlacke sowie durch ein ausreichendes Angebot von Sauerstoff im Porenwasser begünstigt (*Lichtensteiger u. Zeltner 1993; Pfrang-Stotz u. Reichelt, 2005; Reichelt, 1996; Thomè-Kozmiensky, 2013*).

Tabelle 2-14: Alterationsreaktionen mit den jeweiligen Reaktionsenthalpien (soweit angegeben) (*Klein, 2002*)

Prozess	Reaktion	Chem. Formel	ΔH
Hydratation	Bildung von Hydraten (Wassereinbindung)	$\text{CaSO}_4 + 2 \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{CaSO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$	-16 kJ/mol
Carbonatisierung	Reaktion mit atmosphärischem Kohlendioxid	$\text{Ca}(\text{OH})_2 + \text{CO}_2 \leftrightarrow \text{CaCO}_3 + \text{H}_2\text{O}$	-120 kJ/mol
Hydraulische Reaktion	Bildung von Calcium-Silikat-Hydrat-Phasen (CSH-Phasen)	$\text{Ca}(\text{OH})_2 + \text{SiO}_2 \leftrightarrow \text{Ca H}_2\text{SiO}_4$	-140 kJ/mol
Oxidation	Oxidation von elementaren Metallen und deren Verbindungen an der Luft	$2\text{Al} + 6\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow 2\text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{H}_2$ $2\text{Fe} + 3/2\text{O}_2 + 3\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow 2\text{Fe}(\text{OH})_3$ $\text{FeS}_2 + 4\text{O}_2 \leftrightarrow \text{FeSO}_4 + \text{SO}_4^{2-}$	- 422 kJ/mol - 791 kJ/mol
Lösungs- und Fällungsreaktion	Auslaugung und Ausfällung leichtlöslicher Salze	$\text{NaCl}, \text{KCl}, \text{CaSO}_4 \cdot 1/2\text{H}_2\text{O}$	-
Umsalzung	Anionenaustausch	$\text{CaSO}_4 + \text{Na}_2\text{CO}_3 \leftrightarrow \text{CaCO}_3 + \text{Na}_2\text{SO}_4$	-

Im Folgenden werden die wichtigsten Alterationsprozesse zusammenfassend erläutert.

Oxidation von Sulfiden und elementaren Metallen (Eisen und Aluminium)

Sulfide machen etwa 50 Ma.-% vom Gesamtschwefel in der MVA-Rohschlacke aus. Erst nach zehn Jahren Deponierung sind ca. 65 % oxidiert. Laut *Johnson (1993)* ist nicht bekannt, ob diese Sulfide als lösliche Calciumsulfide oder relativ unlösliche Eisensulfide vorliegen.

Metallisches Eisen korrodiert unter feuchten und alkalischen Bedingungen zu Eisenoxiden und -hydroxiden (stark exothermer Prozess). Die Oxide bilden mit den silikatischen Bestandteilen Eisensilikate, die sich langsam im Porenraum der MVA-Rohschlacke verteilen. Dieser Prozess findet auch in einer Deponie trotz geringen Sauerstoffeintrages häufig statt. Die Oxidation von Eisen hat keinerlei Einflüsse auf die Pufferkapazität der MVA-Rohschlacke, da für jedes Proton, das durch die Oxidation aufgebraucht wird, ein Proton bei der Hydrolysereaktion freigesetzt wird. Nur im sauren pH-Bereich bewirkt das Eisenhydroxid eine schwache Pufferung. Aufgrund der Unlöslichkeit dieser Phase setzt der Puffer erst bei einem pH-Wert von 3 ein. Bei der Anwesenheit von Salzen werden manche Eisenkorrosionsvorgänge beschleunigt (*Johnson, 1993; Lichtensteiger u. Zeltner 1993; Huber et al., 1996*).

In der Literatur werden verschiedene Ansichten bezüglich der reaktiven Eigenschaften des metallischen Aluminiums vertreten. Nach *Lichtensteiger (1996)* liegt Aluminium selbst nach zehn Jahren nahezu unverändert in einer Deponie vor. Demgegenüber vertritt *Johnson (1993)* die Ansicht, dass nur die größeren Aluminiumpartikel über einen längeren Zeitraum unverändert bleiben. Die feineren Aluminiumpartikel werden hingegen in wenigen Monaten bis Jahren vollständig korrodiert. Neben der Bildung von Aluminiumhydroxiden treten vereinzelt auch wasserhaltige Aluminiumsulfatphasen auf (*Förstner u. Hirschmann, 1997*). *Förstner et al. (1996)* beschreiben die Bildung von Korrosionsphasen des Aluminiums in erster Linie als Verwitterung von Aluminiumlegierungen. Demgegenüber kann metallisches Aluminium im alkalischen Milieu an Luft eine dünne Passivierungsschicht aus Aluminiumoxid bilden. Diese Passivierungsschicht schützt die Metalle weitgehend vor Korrosion. Diese Annahme bestätigten *Deike et al. (2012)* sowie *Lopez et al. (2015)* durch Laborversuche. Allgemein verstärken auch hier hohe Salzgehalte in der MVA-Rohschlacke die Korrosionsprozesse der Aluminiumlegierungen (*Förstner u. Hirschmann, 1997*). Die Bildung von Aluminiumhydroxiden hat keinerlei Einflüsse auf die Alkalinität der MVA-Rohschlacke (*Johnson, 1993*).

Carbonatisierung (Calciumhydroxid)

Ähnlich unterschiedliche Auffassungen lassen sich in der Literatur zur Alteration von Calciumhydroxid ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) finden. Haupteinflussgröße für die unterschiedlichen Carbonatisierungsreaktionen ist die vorhandene Menge an CO_2 sowie der Wassergehalt (*Pfrang-Stotz u. Reichelt, 2005*). Beim Austrag der Schlacke durch den Nassentschlacker wird Calciumoxid (CaO) zu Calciumhydroxid ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) umgewandelt (Gl. 2-1).



Bei der eigentlichen Carbonatisierung wird schließlich Ca(OH)_2 durch die Reaktion mit CO_2 zu Calciumcarbonat (CaCO_3) umgewandelt (Gl. 2-2).



CaCO_3 ist schwer löslich und sorgt für eine Passivierung der Kornoberfläche, sodass diese Prozesse die Auslaugbarkeit beeinflussen können. Dies ist von besonderer Bedeutung, da durch Carbonate Schwermetalle in das Kristallgitter eingebunden werden. Durch das gebildete CaCO_3 wird ein Puffer gegenüber schwankenden Umweltbedingungen aufgebaut, der erst nach Jahren durch Auswaschungen abgebaut wird und somit die Freisetzung von Schwermetallen ermöglicht (Bialucha u. Spanka, 2014). Durch gelöstes CO_2 – welches über den Niederschlag in den Deponiekörper eindringt – kann CaCO_3 zu Calciumhydrogencarbonat ($\text{Ca(HCO}_3)_2$) umgewandelt werden (Gl. 2-3). Das gebildete $\text{Ca(HCO}_3)_2$ sorgt für die Calciumlöslichkeit, was zu einer schnelleren Abnahme der Pufferkapazität führt.



Nach Reichelt (1996) kommt es zu einer vollständigen Carbonatisierung durch das in der Luft enthaltene CO_2 . Lahl und Struhl (1993) vermuten demgegenüber, dass ein Teil des Ca(OH)_2 mit den glasigen Schmelzprodukten zu amorphen bis kristallinen Calciumsilikathydraten umgesetzt wird. Bei Anwesenheit von Aluminium kann es auch zur Bildung von Calciumaluminathydraten kommen. Diese besitzen eine hohe Sorptionsfähigkeit für Schwermetalle und bilden somit einen Beitrag zur Immobilisierung von Schadstoffen und einen Puffer gegenüber schwankenden Umweltbedingungen. Eine Veränderung dieser Sekundärphase kann zu einer Freisetzung der Schadstoffe führen. Diese Vermutung wurde durch Laborstudien von Huber et al. (1996) zum Verlauf der Carbonatisierung während der Lagerung bestätigt. Hierbei konnte selbst mit 100 % CO_2 -Begasung keine vollständige Umsetzung des freien Ca festgestellt werden. Selbst nach vierwöchiger Versuchsdauer konnten nur 20 % der freien Calciumionen in der MVA-Schlacke nachgewiesen werden. Durch die Carbonatisierung kommt es zu einer Verfestigung in der Schlackenmatrix (vorwiegend in der Feinfraktion) sowie zu einer Zunahme des anorganischen Gesamtkohlenstoffs (TIC) und einer pH-Wert Absenkung um 1 bis 3 Einheiten. Begleitet werden diese Umwandlungsreaktionen von einem allmählichen Auswaschen der Chloride und Sulfate (Pfrang-Stotz u. Reichelt, 2005; Knorr et al., 1999).

Allgemein kommt es bei einer längeren Deponierung der MVA-Schlacken zu einer stetigen Abnahme des Ca(OH)_2 -Gehaltes. Nach Hentschel (1999) weisen MVA-Schlacken in der Feinfraktion nach einer 3-monatigen Lagerung nur noch 3 Ma.-% des Ca(OH)_2 -Gehaltes des Ausgangsmaterials auf und nach sechs Monaten kann kein Ca(OH)_2 mehr nachgewiesen werden.

Zementierung (Sulfatreaktion)

Neben der Carbonatisierung stellt die Sulfatreaktion einen weiteren wichtigen chemischen Vorgang bei den Alterationsprozessen dar. Die bereits erwähnten Calciumsilikathydrate und Calciumaluminathydrate können hierbei auch durch die Hydratation von Calciumsulfat (CaSO_4) gebildet werden. Hierbei löst sich das CaSO_4 in den Porenwässern, wird abtransportiert und es entstehen neue wasserhaltige Sulfatphasen aus der Reaktion des CaSO_4 , wie z.B. Bassanit ($\text{CaSO}_4 \cdot 0,5 \text{ H}_2\text{O}$) bzw. Gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2 \text{ H}_2\text{O}$). Generell sinkt die CaSO_4 -Konzentration mit zunehmender Lagerung auf einer Deponie. Hentschel (1999) konnte nach einer 12-monatigen Lagerung von MVA-Rohschlacken nur noch < 4 Ma.-% CaSO_4 im Feinkornbereich der MVA-Schlacken, bezogen auf die Ausgangsmasse, nachweisen. Überwiegend wird die Bildung von Calciumsilikathydraten im Feinkornbereich der MVA-Schlacke beobachtet und ist nach den ersten Wochen weitestgehend abgeschlossen (Förstner u. Hirschmann, 1997). Demgegenüber ist die Bildung von Calciumaluminathydrat (vornehmlich Ettringit), welche zu einer Verfestigung der MVA-Schlacke während der Deponierung führt, selbst nach einer 12-monatigen Lagerung noch nicht abgeschlossen. Die Bildung der verschiedenen Sulfatphasen ist meist mit einer Volumenänderung verbunden. Somit sind die Sulfatreaktionen vornehmlich für die Raumbeständigkeit der MVA-Schlacke verantwortlich (Pfrang-Stotz u. Reichelt, 2005).

Im Allgemeinen laufen diese vorgestellten Alterationsprozesse beschleunigt bei einer Bewässerung und Belüftung der MVA-Schlacke ab. Inwieweit das für einen mehrere Meter mächtigen Deponiekörper zutrifft ist unklar. Untersuchungen zeigen, dass an der Oberfläche von MVA-Schlackedeponien und in den tieferen Schichten unterschiedliche Alterationsprozesse gleichzeitig ablaufen. Beeinflusst werden diese Prozesse vor allem von den Stoffeigenschaften wie die reaktive Oberfläche, Wasserdurchlässigkeit, die chemischen Umgebungsparameter und das Vorhandensein von O_2 und CO_2 (Marzi et al., 1998; Hentschel, 1999).

2.2.6 Auswirkung der Alterationsprozesse bei der Deponierung von MVA-Schlacke

Stoffhaushalt einer MVA-Schlackedeponie

Die Abbildung 2-4 zeigt die Entwicklung des Sickerwassers von MVA-Schlackedeponien unter der Voraussetzung einer langsamen Durchströmung von Niederschlagswasser durch den Deponiekörper.

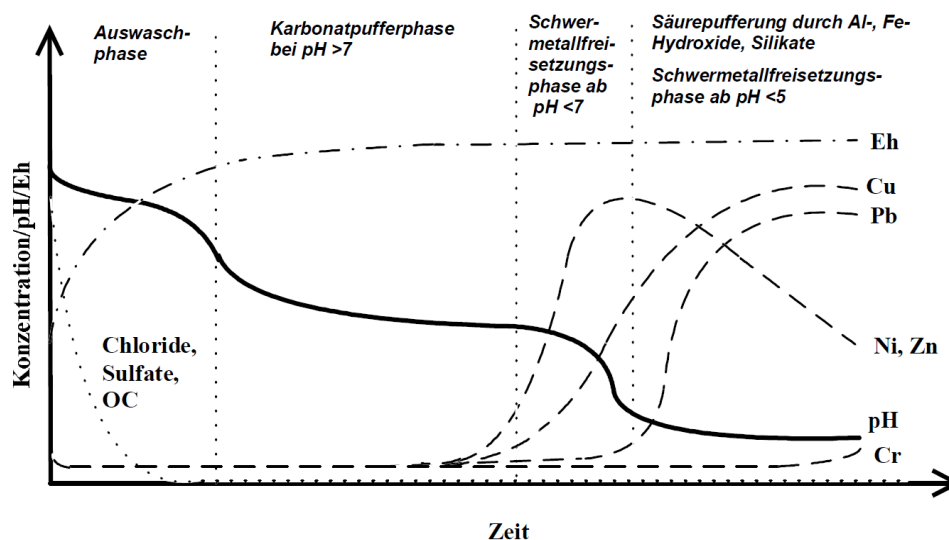


Abbildung 2-4: Zeitabhängige Entwicklung des Sickerwassers einer MVA-Schlackedeponie (Achsen ohne Maßstab) (Hirschmann u. Förster, 2000)

Zunächst kommt es zu einer sogenannten „Auswaschphase“. Hierbei weist das Sickerwasser einen alkalischen pH-Wert auf. Je nach Wasserhaushalt werden leichtlösliche Chloride und Sulfate sowie die organischen Bestandteile innerhalb von Jahren bis hin zu Jahrzehnten freigesetzt. Bei Bohrungen (Tiefenprofil 10 m) an der MVA-Schlackedeponie Riet (Schweiz) konnte Lichtensteiger (1996) beobachten, dass die Chloridlöslichkeit mit steigender Ablagerungstiefe zunahm. Dies ist z. T. auf erhöhte Temperaturen im Deponiekörper zurück zu führen. Durch diese hohen Temperaturen kann es auch zu einer Wiederausfällung von Chloriden kommen (Lichtensteiger, 1996; Lichtensteiger u. Zeltner 1993). Simon et. al (1995) stellten anhand frei gelagerter MVA-Schlacken fest, dass sich anfänglich die Auslaugbarkeit von Blei, Zink und teilweise auch Kupfer verringerte. Dies ist darauf zurück zu führen, dass sich Hydroxide, Carbonate und Calciumhydratphasen bilden, die die Schwermetalle über Sorptionsvorgänge binden. Die Bildung dieser Carbonate hat den größten Einfluss auf das Lösungsverhalten der Schwermetalle. In Tabelle 2-15 sind verschiedene pH-Wert-Bereiche mit dem jeweiligen Puffersystem abgebildet.

Tabelle 2-15: Pufferbereiche in MVA-Schlacke (Klinger, 1994)

pH-Wert-Bereich	Puffersubstanz	Eigenschaften des Pufferbereiches
MVA-Rohschlacke pH-Wert 10 – 12,5		
Hydroxidpuffer 13,0 – 8,0	Ca(OH) ₂ , CaO	Lösung der Hydroxide, Umwandlung der Oxide zu Hydroxiden
Karbonatpuffer 8,6 – 6,2	CaCO ₃	Abhängig vom CO ₂ -Partialdruck, Puffergeschwindigkeit und von der Carbonatverteilung
Silikatpuffer 6,2 – 5,0	Primäre Silikate (z.B. Feldspat)	Freisetzung basischer Kationen aus dem Kristallgitter und deren Protonisierung
Austauschpuffer 5,0 – 4,2	Silikat Restminerale Sekundäre Tonminerale	Pufferung durch Restmineralverwitterung primärer Silikate, Freisetzung von Aluminiumionen aus Tonmineralen und Neubildung von Hydroxo-Al-Polymeren
Aluminiumpuffer 4,2 – 2,8	Aluminiumhydroxide Ton- minerale	Pufferung durch sekundäre Tonminerale, gleitende Übergänge zum Austauscher-Pufferbereich
Eisenpuffer < 3,0	Eisenoxidhydroxide	Pufferung durch Auflösung der Fe-Oxi-Hydroxide

Nach Johnson (1993) sind nur die amphoteren Metalle³ (Aluminium, Blei oder Arsen) verstärkt bei pH-Werten von > 12 löslich. Anschließend an die „Auswaschphase“ folgt die „Karbonatpufferphase“. In dieser kommt es zu einer maximalen Absenkung des pH-Wertes auf ca. 7. In dieser unkritischen Phase kommt es nahezu zu keiner Freisetzung. Durch die geringe CaCO₃-Löslichkeit (ca. 14 mg/l) kann dieser Zeitraum auf Jahrhunderte bis Jahrtausende abgeschätzt werden. Einflussgrößen hierbei sind:

- Wasserhaushalt,
- pH-Wert des infiltrierenden Niederschlagswassers,
- Mächtigkeit der abgelagerten MVA-Schlacke,
- Verdichtungsgrad im Deponiekörper,
- Art der Abdeckung,
- vorherrschende CO₂-Konzentration und -Partialdruck.

Ab einem pH-Wert von 7 beginnt die „erste Schwermetallfreisetzungsphase“. Das Löslichkeitsverhalten von Schwermetallen wird nach Hirschmann u. Förstner (1996) von folgenden Prozessen und Parametern beeinflusst:

- Verfügbarkeit der Schwermetalle,
- Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis,
- Redoxpotenzial,
- pH-Wert,
- Anwesenheit von komplexierenden Stoffen,
- Freisetzungskinetik und thermodynamische Prozesse,
- Lösung- und Fällungsprozessen,
- Sorptions- und Desorptionsprozessen.

In dieser ersten Freisetzungsphase kommt es zu einer erhöhten Zink- und Nickelfreisetzung. Kupfer und Blei werden in der „zweiten Schwermetallfreisetzungsphase“ (ab pH-Wert 5) verstärkt freigesetzt. Mit fortschreitender Zeit werden auch die mit langsamer Lösungskinetik einhergehenden metallischen Primärphasen aufgelöst. Nur Chrom bildet extrem stabile Sekundärphasen (vermutlich in Verbindung mit Eisen-hydroxid), welche erst ab dem pH-Wert von < 4 freigesetzt werden. Aluminium löst sich nach Literaturangaben sogar erst ab einem pH-Wert von < 3 und erfordert für nennenswerte Konzentrationen noch niedrigere pH-Werte (Hirschmann u. Förster, 2000; Kuster, 2016).

Da die Schwermetalle nicht ausschließlich elementar, sondern – wie oben erwähnt – auch als Oxide und Hydroxide vorliegen, kann die Freisetzung von Schwermetallen problematisch werden. Besonders Eisen ist hier anzusprechen, da es als Sorbent Schadstoffe wie etwa Schwermetalle binden kann und

³ Amphotere Metalle können sowohl mit Säuren als auch mit Basen reagieren und fallen bei hohen und niedrigen pH-Werten aus (Falbe et al., 1996).

diese durch die Freisetzung des Eisens ebenso gelöst werden können bzw. die Schwermetalle erst freisetzt, wenn der Sorbent aufgelöst wird (Langhans, 1998).

Gasproduktion einer MVA-Schlackedeponie

Während der Lagerung von MVA-Schlacke in einer Deponie kann es im Laufe der Alterationsprozessen zur Entstehung von Wasserstoff (H_2), Methan (CH_4) sowie CO_2 und unter bestimmten Voraussetzungen zur Bildung von Schwefelwasserstoff (H_2S) und Schwefeldioxid (SO_2) kommen. Für CO_2 und H_2 können auch anorganische Bildungsquellen möglich sein. So kann CO_2 bei der säurebedingten Auflösung von Carbonaten entstehen, aber auch durch aeroben und anaeroben Abbau von organischem Material. Des Weiteren kann sich CO_2 auch bei der Oxidation von CH_4 durch metamorphe Bakterien bilden. Spieser (2001) beobachtete bei Gasmessungen an der MVA-Schlackedeponie Großmehring (Bayern), dass die CO_2 -Konzentrationen sich zur Deponiebasis hin kontinuierlich erhöhten, bis zu einer maximalen Konzentration von 75 g/m^3 . Bei den CH_4 -Messungen zeigte sich ein ähnliches Bild. Bis hin zu einer Tiefe von ca. 4 m lag die Konzentration an CH_4 bei $< 100 \text{ mg/m}^3$. Anschließend stieg diese ebenfalls zur Deponiebasis hin an. Die Konzentration von CH_4 hängt vor allem von dem Vorhandensein organischer Substanz sowie von den kleinräumigen Milieubedingungen (Redoxpotenzial und pH-Wert) ab (Huber et al., 1997; Belevi et al., 1992; Spieser, 2001).

Neben der bakteriellen Produktion kann H_2 auch aus der Korrosion des enthaltenen Aluminiums im Deponiekörper stammen. Hierbei reagiert Aluminium mit Wasser zu Aluminiumhydroxid ($Al(OH)_3$) und Wasserstoff (Gl. 2-4).



Nach Todd und McKinley (2000) kann ein weiterer Entstehungsmechanismus von H_2 die abiotische Korrosion von Fe^{2+} -haltigen Schlackesilikatphasen durch H_2O sein. Bei den Untersuchungen von Spieser (2001) an der MVA-Schlackedeponie Großmehring (Bayern) konnten die maximalen Konzentrationen von H_2 in den obersten Bereichen der MVA-Schlackedeponie nachgewiesen werden. So betrugen 1 m unter der GOK die Konzentrationen an H_2 ca. 75 mg/m^3 , anschließend verringerten sie sich bis zu einer Tiefe von 6 m soweit, dass kein H_2 mehr nachweisbar war.

Kritisch zu betrachten sind die Reaktionen zwischen dem in der MVA-Schlacke enthaltenen Schwefel (vorhanden als Sulfide), Sauerstoff und Wasser. Sie reagieren zu korrosiven H_2S und SO_2 (Gl. 2-5 und Gl. 2-6). H_2S ist ein äußerst giftiges und leicht entzündliches Gas-Luft-Gemisch. Begünstigt wird die Entstehung solcher kritischen Gase in der MVA-Schlacke durch das Vorhandensein von wasserhaltigen Sulfatphasen (z.B. Calciumsulfat) vornehmlich in der Feinfraktion (Firsbach u. Senk, 2017; Knorr et al., 1999; Pfrang-Stotz u. Reichelt, 2005).



Temperaturentwicklung einer MVA-Schlackedeponie und Auswirkung auf die vorhandenen Sicherungssysteme

Als unmittelbare Folge der ablaufenden Alterationsprozesse ist eine Temperaturerhöhung in der MVA-Schlackedeponie zu verzeichnen. In erster Linie sind für diesen Effekt die Korrosion der Metalle sowie die Calciumsilikathydratbildung, aber auch die Hydratation von Schlackenphasen verantwortlich, die stark exotherm ablaufen. Durch die Erhöhung der Temperaturen im Deponiekörper kommt es ebenfalls zu einer Abnahme des Wassergehaltes, der wiederum zu einem verstärkten Ausfällen von Salzen führt. Somit kann die Salzemission im Deponiekörper punktuell ansteigen (Lichtensteiger u. Zeltner 1993; Lichtensteiger, 1996; Hirschmann u. Förstner, 2000).

Lichtenberger und Zeltner (1993) konnten bei Untersuchungen an der MVA-Schlackedeponie Riet (Schweiz) in Abhängigkeit der Ablagerungsmächtigkeit Temperaturen von bis zu 80°C nachweisen. Auch Johnson et al. (1998) konnten während den Untersuchungen an der MVA-Schlackedeponie Lostorf (Schweiz) einen Temperaturanstieg im Deponiekörper – abhängig von der Ablagerungsmächtigkeit – auf

65 °C feststellen. Nach *Johnson et al. (1998)* ist dieser Temperaturanstieg vor allem auf die Hydratation von Oxiden und auf die Oxidation des enthaltenen metallischen Eisens zurückzuführen.

Solche Temperaturerhöhungen im Deponiekörper können sich negativ auf die Nachhaltigkeit des Gesamtbauwerkes Deponie auswirken. Abhängig von den vorhandenen Sicherungssystemen nach *DepV (2016)* sind vor allem die Kunststoffdichtungsbahnen (KDB) durch physikalische und chemische Veränderungen gefährdet. Durch hohe Temperaturen kommt es zu einem Erweichen der KDB und schlussendlich zur Rissbildung. Des Weiteren kann es zu einem chemischen Abbau der KDB durch Oxidation und Depolymerisation und somit im Extremfall zu einem Versagen der KDB kommen. Möglich ist auch die Austrocknung der mineralischen Dichtung und eine irreversible Schrumpfung der Tonmineralien unterhalb der KDB. Begünstigt wird eine Austrocknungs- und Rissgefahr der mineralischen Dichtung unterhalb der KDB durch den entstehenden Temperaturgradienten vom Deponiekörper zum Grundwasserleiter. Diesem Temperaturgradienten folgt der gebildete Wasserdampf. Eine intakte KDB stellt eine wasserundurchlässige Sperrschicht dar. Somit kann das aus der mineralischen Dichtungsschicht abtransportierte Wasser nicht aus den darüberliegenden Schichten nachgeliefert werden. Der durch den Temperaturgradienten nach unten gerichtete Dampftransport führt zu einer Austrocknung der mineralischen Dichtungsschicht unterhalb der KDB. Wasser kann in diesem Fall nur durch einen kapillaren Aufstieg aus dem Grundwasserleiter nachgeliefert werden. Kommt es aufgrund der Abnahme des Wassergehaltes zu einer Schrumpfung der mineralischen Dichtungsschicht, ist die Folge eine Rissbildung (*Ehrenstein, 1998; Dittmar et al., 1990; Hölzlöhner, 1992*).

2.3 Aufbereitung der MVA-Schlacke

2.3.1 Konventionelle Aufbereitung

Trotz dessen, dass MVA-Schlacken – wie im *Kapitel 2.2.4* dargestellt – unabhängig von der Herkunft fast immer ähnliche Zusammensetzungen aufweisen, sind nach *Bunge (2016)* national und international keine zwei Aufbereitungsanlagen für MVA-Schlacken identisch. Die am häufigsten angewandten Aufbereitungstechniken in Deutschland sind heutzutage trocken-mechanische Verfahren (*Tabelle 2-16*).

Tabelle 2-16: Aufbereitungsmethoden und Aufbereitungstiefe im europäischen Vergleich (*Kuchta et al. 2016*)

Land	Maximale Tiefe	Aufbereitung der MVA-Schlacke			
		Trocken	Weitestgehende trocken	Nasse	Nasse und trocken
Österreich	< 2 mm				X
Belgien	< 2 mm			X	
Dänemark	< 2 mm	X			
Finnland	< 2 mm	X			
Frankreich	< 4 mm	X			
Deutschland	< 2 mm	X			
Italien	< 4 mm	X			
Niederlande	< 2 mm	X		X	
Norwegen	< 6 mm	X			
Portugal	< 10 mm	X			
Spanien	< 5 mm	X			
Schweden	< 4 mm	X			
Schweiz	< 4 mm			X	
England	< 4 mm	X			

Nur in wenigen Aufbereitungsanlagen werden nass-mechanische Verfahren angewandt. Auch im Vergleich einzelner Länder finden die trocken-mechanischen Verfahren die größte Anwendung. Nur in Belgien und den Niederlanden kommen nasse Aufbereitungsverfahren zum Einsatz. In Österreich wird weitestgehend eine Kombination aus nassen und trockenen Aufbereitungsverfahren angewandt. Die restlichen Länder verwenden trockene oder weitestgehend trockene Verfahren. Je nach Aufbereitungstiefe und -verfahren können Metalle (Fe- und NE-Metalle) sowie die mineralische Fraktion zurückgewonnen werden. In Aufbereitungsanlagen nach dem heutigen Stand der Technik liegt die maximale Aufbereitungstiefe bei 4 mm und bei den neuesten Anlagen bei 2 mm (*Tabelle 2-16*). Durch die Abtrennung der Feinfraktion wird ein Teil der Gesamtmasse vor der eigentlichen Aufbereitung separiert und

nicht weiterverarbeitet. Somit gehen erhebliche Mengen an Metallen verloren (*Grünbein et al., 2015*). Bei der trocken-mechanischen Aufbereitung kommen üblicherweise folgende Techniken zum Einsatz:

- Trommelsieb zur Korngrößenseparation,
- Prallbrecher oder anderweitige Zerkleinerungsaggregaten zur besseren Korngrößenseparation und Trennung der Materialien,
- Magnetscheider zur Fe-Abtrennung,
- Wirbelstromscheider zur NE-Abtrennung,
- Windsichter zur Abtrennung von unverbrannten Leichtstoffen.

Je nach Aufbereitungsziel und -tiefe werden diese Techniken unterschiedlich angeordnet und mehrfach wiederholt. *Abbildung 2-5* stellt den prinzipiellen Aufbau solcher Aufbereitungsanlagen dar. Zunächst werden über ein Trommelsieb sperrige Teile herausgesiebt, die möglicherweise zu einer Beschädigung der Aufbereitungsanlage führen könnten. Anschließend werden die Materialien durch einen Windsichter geschleust, um unverbrannte Leichtbestandteile herauszufiltern. Diese können anschließend wieder in die thermische Behandlung gegeben werden. Die verbleibenden Materialien werden danach mehrstufig in möglichst engen Materialstückgrößen gesiebt. Aus diesen unterschiedlichen Materialstückgrößen werden über mehrere Schwachfeld-Magnetscheider die magnetisierbaren Fe-Bestandteile abgetrennt. Eingesetzt werden hierbei oftmals Überband-Magnetscheider, Trommelscheider oder magnetische Band-Kopffroller. Die separierten Fe-Metalle werden oftmals händisch nachsortiert, um hochwertige Fe-Metallbestandteile herauszufiltern (Spulen oder Ferritkerne). Anschließend kommt es zu einer Abtrennung der NE-Metallfracht (vornehmlich Aluminium und Kupfer) durch Wirbelstromscheider. In diesen Wirbelstromscheider wird die Separation durch ein hochfrequentes, magnetisches Wechselfeld erreicht, welches einen starken elektrischen Wirbelstrom in den NE-Metallen induziert und die NE-Metalle dadurch abstößt. Der mineralische Rückstand wird anschließend einer Verwertung zugeführt. Allgemein lässt sich festhalten, dass mit sinkender Materialstückgröße die Menge und Qualität der Fe- und NE-Metalle abnimmt, da es in kleineren Materialstückgrößen oftmals zu Verwachsungen zwischen den Metallen und der Mineralik kommt und die spezifische Oberfläche zu klein ist, um eine effiziente Abtrennung zu gewährleisten. Somit verbleibt eine große Menge der Metalle im mineralischen Rückstand und wird folglich nicht mehr dem Wirtschaftskreislauf zugeführt (*Grünbein et al., 2015; Lück, 2004; Wotruba u. Weitkämper, 2013*).

Die nur selten eingesetzten nass-mechanischen Verfahren haben vielerlei Vorteile gegenüber den trocken-mechanischen Verfahren. Zum einen muss die MVA-Rohschlacke nicht – aufgrund ihrer klebrigen Konsistenz – vor der Aufbereitung gelagert werden und die einhergehende Oxidation von Metallen wird stark unterbunden, welche ein Recycling der Metalle erschwert. Des Weiteren kommt es zu einer deutlich umfangreicheren und hochwertigeren Abtrennung von NE-Metallen sowie zur Reinigung der MVA-Schlacke von Chloriden und Sulfaten und damit zu einer Verbesserung der Verwertungsmöglichkeiten der mineralischen Fraktion (*Frischen u. Bunzel, 2017; Stockinger, 2016a*).

Bei der nass-mechanischen Aufbereitung kommen üblicherweise zusätzlich zu den Techniken aus der trocken-mechanischen Aufbereitung folgende Techniken zum Einsatz:

- Schwingsieb mit starker Bebrausung mit Wasser (Korngrößenseparation),
- Aufstromklassierer und Hydrozyklone (Dichtentrennung und Korngrößenseparation),
- Hydrobandabscheider (Abtrennen von schwimmfähigen Störstoffen),
- Nasssetzmaschine (Dichtesortierung).

Abhängig vom Aufbereitungsziel und -tiefe werden auch hier die Techniken unterschiedlich angeordnet (*Stockinger, 2016a; Stockinger, 2016b; Frischen u. Bunzel, 2017; Lück, 2004*).

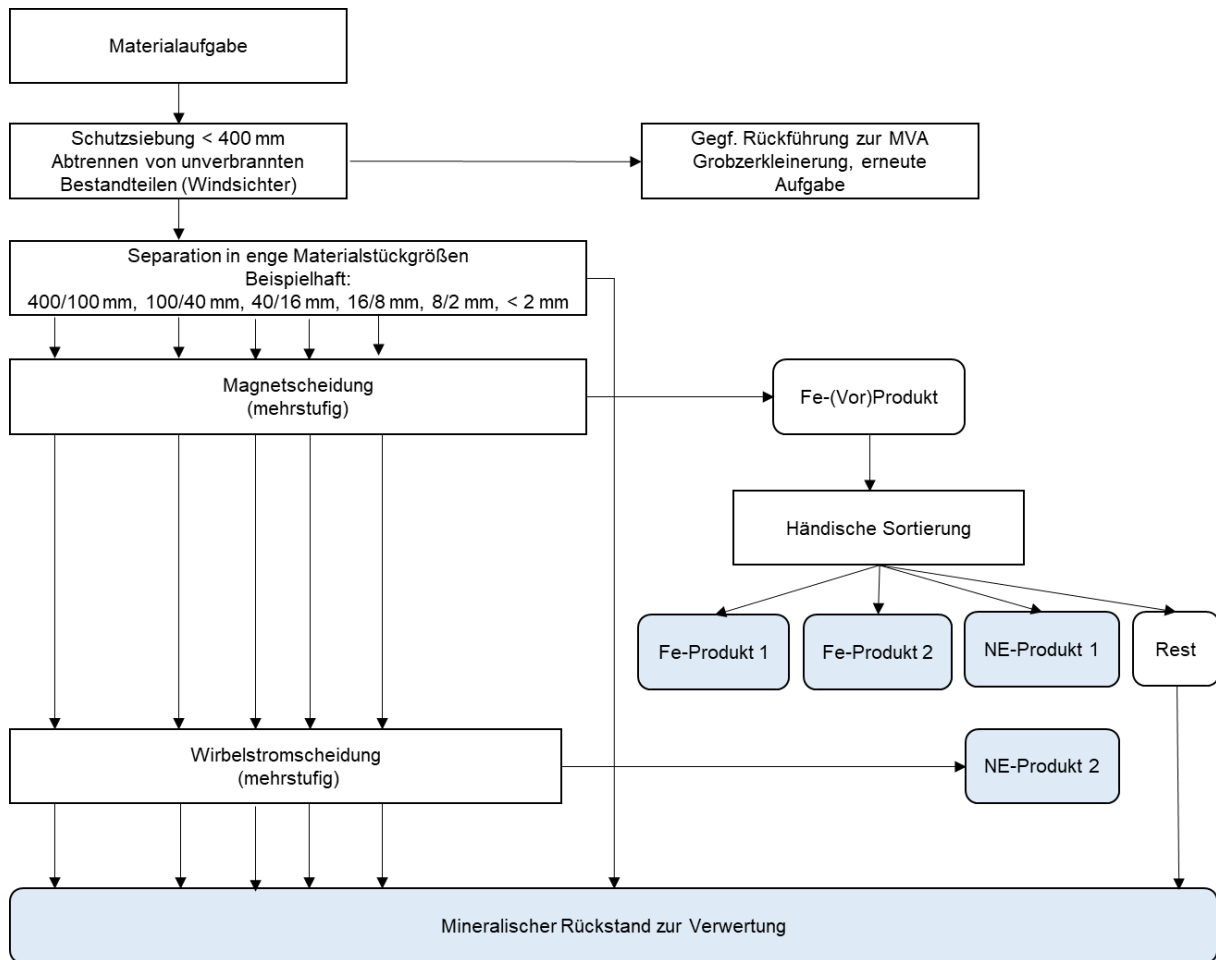


Abbildung 2-5: Schematischer Aufbau einer MVA-Schlackenaufbereitung (Grünbein et al., 2015)

2.3.2 Weiterführende Aufbereitung – Abtrennen feinsten Wertmetallbestandteile

Wie im vorhergehenden Kapitel erwähnt, erfährt die Fraktion < 4 mm in den meisten Ländern (Kapitel 2.3.1) heutzutage nur in Ausnahmefällen eine Aufbereitung und wird deponiert. Um die enthaltenen Metalle (vornehmlich Kupfer und Aluminium) weitestgehend aus dieser Fraktion zurück zu gewinnen, müssen bestehende Aufbereitungsverfahren weiterentwickelt oder ergänzt werden. Die größte Herausforderung bei der Aufbereitung dieser feinkörnigen Fraktion sind die Verwachsungen zwischen den zurückgewinnbaren Metallen und der umgebenden Matrix. Dadurch wird die Rückgewinnung erschwert. Zusätzlich kommt es zu Übergängen von Metall zu Metall (Eisen und Kupfer), welche zu erheblichen Fehlausträgen von Kupfer führen. Generell besteht das Problem, dass insbesondere Kupfer und Aluminium, als Litzen⁴, drahtähnliche bzw. längliche Bestandteile, im Stoffstrom auftreten und über die nach dem Stand der Technik bestehende Wirbelstromtechnik nicht ausgetragen werden können (Breitenstein, 2017b).

Bei der Abtrennung von Metallen aus der Feinfraktion kommen nicht nur neue Technologien, welche sich gerade in der Entwicklung befinden, sondern auch altbewährte Technologien aus dem Bergbau zum Einsatz, da dort ähnliche Korngrößen und Wertstoffgehalte vorliegen (Tabelle 2-17).

⁴ Einzeldrähte die zusammen einen geflochtenen elektrischen Leiter bilden (Oberdorfer, 1951).

Tabelle 2-17: Verschiedene weiterführende Aufbereitungen mit dem Ziel der Abtrennung feinsten Wertmetallbestandteile

Verfahren	Beschreibung des Verfahrens	Quelle
Flotation	Anreicherungsverfahren, bei dem das fein zerriebene Erz mittels H ₂ O und einem Tensid unter Rühren und Lufteintrag vermischt wird. Unter Bildung von Schaum werden die Metallpartikel an die Wasseroberfläche befördert.	Szépölggyi et al., (1988) Schubert, (1996) Huang et al., (2003) Bruckhard et al., (2004) Lee et al., (2009) Simon u. Holm, (2011)
Bioleaching und Bioakkumulation	Überführt Metallverbindungen in eine wasserlösliche Metallverbindung mittels unterschiedlicher Mikroorganismen (Pilze, Bakterien oder Enzyme).	Simon u. Holm, (2011) Dott et al., (2013) Quicker et al., (2015)
Elektrodynamische Fragmentierung	Selektiv Freilegung und Separation der MVA-Schlacke mittels Spannungsimpuls.	Bluhm et al., (2000) Seifert et al., (2013) Dittrich et al. (2016)
Sensorgestützte Separation von Metallen	Separation unterschiedlicher Metalle aus der NE-Fraktion der MVA-Schlacke durch Röntgen-Transmissions-Sortiertechnologie.	Van de Winkel et al. (2014) Pretz und Feil (2015) Gisbertz und Friedrich (2015)

RENE-Verfahren zur Rückgewinnung von NE-Metallen aus feinfraktionierten MVA-Schlacken

Ein weiteres innovatives Verfahren zur Rückgewinnung von NE-Metallen aus der Feinfraktion von MVA-Schlacken ist das „RENE-Verfahren“ der TU-Clausthal, welches im Rahmen der Arbeit, bei der Aufbereitung der MVA-Schlacke aus der Schlackedeponie Offenbach im Labormaßstab zum Einsatz gekommen ist und die nachhaltigen Landfill Mining Szenarien in *Kapitel 5* ergänzt. Das Verfahren setzt den Fokus vor allem auf die Rückgewinnung von Kupfer, Aluminium und Zink. Sie sollen aus der MVA-Schlacke separiert und in Konzentrate überführt werden, die auf dem Markt absatzfähig sind. Dabei erlangt Kupfer als ökonomisch wertvollstes, am wenigstens korrosives und quasi uneingeschränkt recycelbares NE-Metall am meisten Aufmerksamkeit in der Rückgewinnung. In der *Abbildung 2-6* ist das Verfahrensschema des RENE-Verfahrens abgebildet. Es setzt sich aus folgenden drei Prozessstufen zusammen:

1. Stufe: Rückgewinnung von NE-Metallpartikeln > 1 mm mittels trocken-mechanischer Aufbereitung
2. Stufe: Rückgewinnung von NE-Metallpartikeln > 0,2 mm mittels nass-mechanischer Aufbereitung
3. Stufe: Rückgewinnung von NE-Metallpartikeln < 0.315 mm mittels Hydrometallurgie

In der *ersten Stufe* werden zunächst gröbere Metallpartikel abgetrennt und mechanisch durch eine Walzenmühle aufgeschlossen. Das Ziel dieses Aufschlusses ist die Erhöhung der Sortierfähigkeit in den folgenden Teilschritten. Anschließend werden magnetische Bestandteile mittels Magnetabscheider separiert, damit diese nicht die anschließende Feinkorn-Wirbelstromscheidung stören, mit welcher schließlich die NE-Metalle aus dem Massenstrom getrennt werden. In der Magnetscheidung kommt es aufgrund der Verwachsungen zu einem erheblichen Austrag von Kupfer und Aluminium mit der magnetischen Fraktion. Die abgetrennte magnetische Fraktion sowie die Fraktionen der Wirbelstromscheidung werden zur weiteren Aufbereitung der zweiten Prozessstufe zugeführt, um die noch enthaltenen Metalle zu separieren. In dieser zweiten Stufe kommt es zu einer nass-mechanischen Aufbereitung und somit zu einer effizienten Sortierung im Kornbereich zwischen 0,2 bis 1 mm. Sowohl die Zerkleinerung und Siebung sowie Sortierung sind mit nass-mechanischen Verfahren wesentlich trennschärfer. Es lassen sich hierbei Kupferphasen, Teile der metallischen Eisenpartikel und feinkörnige, metallische Aluminiumteile auswalzen, während die Schlacken-, Aschen- und Eisenoxidphasen wegen ihres spröden Charakters zerkleinert werden. Die Gewinnung eines Kupfer-Aluminium-Mischkonzentrats, welches in der anschließenden dritten Prozessstufe weiter aufgetrennt werden kann, lässt sich hierbei über den Einsatz spezieller industrieller Feinkornsiebe realisieren. Eine wesentliche Fragestellung bei der Nassaufbereitung ist die effektiven Prozess- und Abwasserführung. Durch eine optimal ausgelegte mechanische Behandlungsstufe soll eine weitgehende Kreislaufführung der Prozesswässer ermöglicht werden. Durchgeführte Laboruntersuchungen von *Breitenstein et al. (2013)* bezüglich der Anreicherung kritischer Schwermetallgehalte im eventuell abzustoßenden Abwasser zeigten, dass die Schwermetallkonzentrationen auch nach mehrmaliger Kreislaufführung unkritisch waren. Über eine hydrometallurgische Aufbereitung werden in der *dritten Stufe* weitere Anteile des Kupfers und anderer Metalle zurückgewonnen.

Mittels einer ammoniakalischen Laugung können Kupfer und andere Elemente gezielt in Lösung gebracht werden. Silikatische Phasen werden dadurch jedoch nicht aufgeschlossen. Die einzustellenden Rahmenparameter sind in *Tabelle 2-18* aufgelistet. Nach der ammoniakalischen Laugung sowie einer Fällungsstufe mittels Natriumsulfid (Na_2S) werden die in der Suspension befindlichen Metalle durch eine Fest-/Flüssig-Trennung vom Rückstand getrennt und somit aufkonzentriert. Der verbleibende mineralische Rückstand könnte einer weiteren stofflichen Verwertung zugeführt bzw. müsste beseitigt werden (*Breitenstein, 2017b; Breitenstein et al., 2013*).

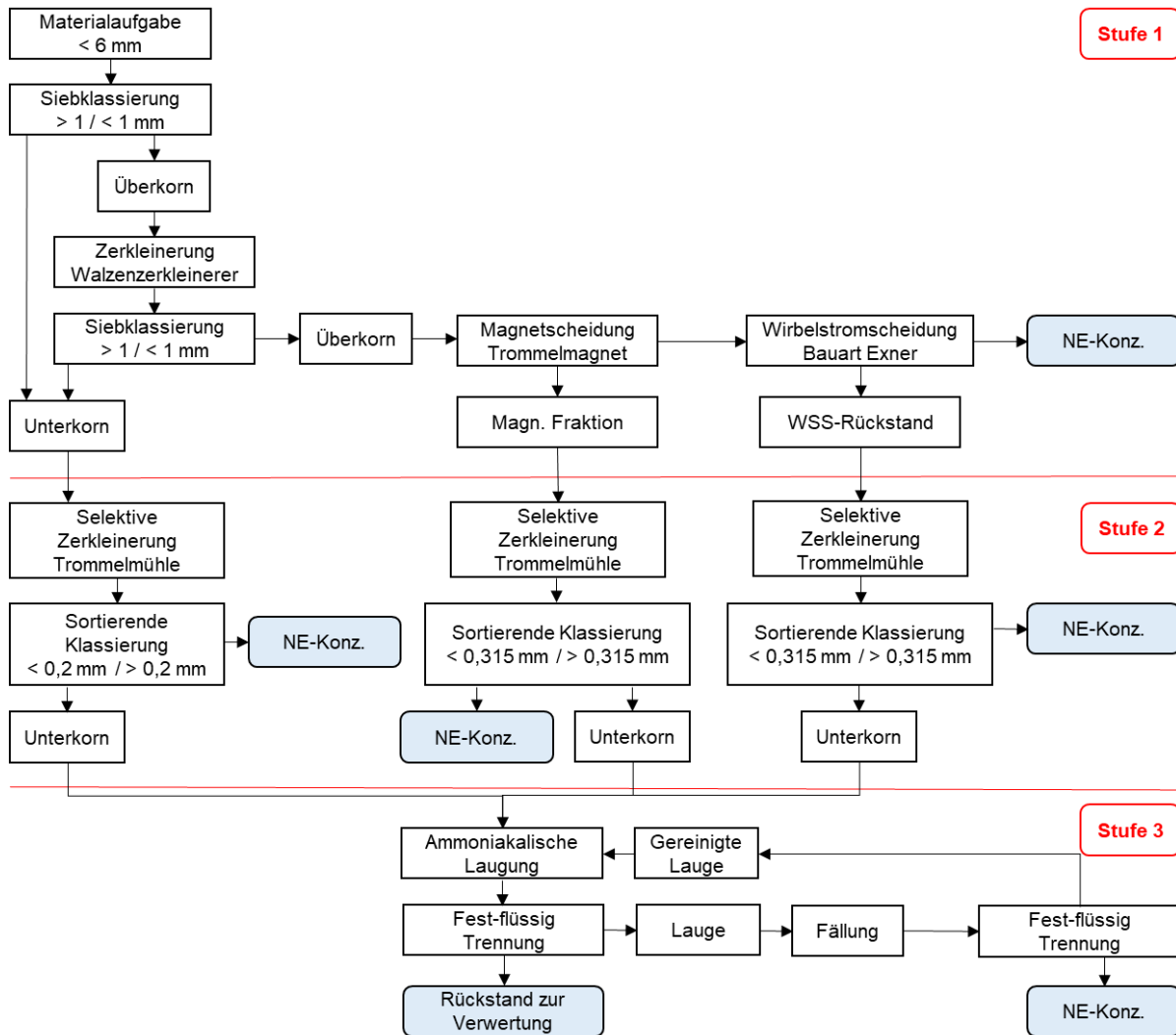


Abbildung 2-6: Verfahrensschema des RENE-Verfahrens zur Rückgewinnung von dissipative verteilten NE-Metallen im Feinkornbereich (*Breitenstein, 2017b*)

Tabelle 2-18: Rahmenparameter für die ammoniakalische Laugung der dritten Prozessstufe des RENE-Verfahrens (*Breitenstein, 2017b*)

Parameter	Einheit	
Laugedauer	h	4
Temperatur	°C	40
NH ₃ -Konzentration	mol/l	1,5
NH ₄ HCO ₃ -Konzentration	mol/l	1,5
pH-Wert (reguliert über H ₂ SO ₄)	-	9,2
Feststoffkonzentration	g/l	200

Fällung über die Zugabe von Na_2S

2.3.3 Erreichbare Metallrückgewinnungsraten und MVA-Schlackequalitäten

In der *Tabelle 2-19* sind exemplarisch verschiedene Literaturangaben über die im Zeitraum von 2010 bis 2016 erfolgte Steigerung der Rückgewinnung von Metallen aus MVA-Schlacken dargestellt. Es wird deutlich, dass durch die derzeit betriebene Aufbereitung relevante Massenanteile an Metallen zurückgewonnen werden können. Den Hauptteil macht dabei die Fe-Fraktion aus. Dem gegenüber hat die NE-Fraktion einen geringeren Anteil, jedoch aufgrund ihres höher liegenden Wertes eine besondere Bedeutung. Auch wird ersichtlich, dass die Ausbringungsmengen der Metalle – durch Anpassung und Neuentwicklung der Aufbereitungstechnik – von Jahr zu Jahr gesteigert werden konnten. Nach dem Stand der Technik können heute Rückgewinnungsquoten von ca. 82 % für Fe-Metalle und ca. 56 % für NE-Metalle erzielt werden (*Kuchta u. Enzner, 2016*). Diese Rückgewinnungsquoten können nach der *Gl. 2-7* bestimmt werden.

$$Q_R = \frac{R}{C} \quad (\text{Gl. 2-7})$$

Q_R = Rückgewinnungsquote [%]

R = Rückgewinnungsrate [%]

C = Metallgehalten [%]

Ein deutliches Steigerungspotenzial besteht bei der Rückgewinnung von NE-Metallen. Nach *Breitenstein (2017b)* liegt die noch rückzugewinnende Menge an NE-Metallen deutlich über 30.000 Mg/a, wobei insbesondere in den heutzutage nach dem Stand der Technik nicht weiter aufbereiteten Fraktionen < 6 mm und < 2 mm Mengen im Bereich von > 10.000 Mg/a verloren gehen.

Tabelle 2-19: Metallrückgewinnungsraten aus MVA-Schlacken unterschiedlicher Literaturangaben

	Alwast u. Riemann, 2010	Deike et al, 2012	Kuchta u. Enzner, 2016			
			MIN	MAX	MW	Unternehmen über 200.000 Mg MVA-Rostschlacke/a
Massenausbringung [Ma.-%]						
Fe-Fraktion	7,27	7,27	4,80	10,70	7,65	7,47
NE-Fraktion	0,67	0,80	0,84	1,68	1,26	1,57
Mineralischer Rückstand	92,06	91,93	84,3	91,40	89,00	89,10
Unverbranntes	-	-	0	1,60	0,89	0,32

In der Vergangenheit zeigten die Qualitäten von MVA-Schlacke nach einer konventionellen Aufbereitung deutliche Unterschiede. So belegt eine Befragung aus dem Jahr 2009 der Interessengemeinschaft der Thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland e.V. aller deutschen MVA, dass noch erhebliche Mengen an Kupfer und Zink in der MVA-Schlacke verbleiben und auch der Eluatgrenzwert nach *LAGA M19 (1994)* für Kupfer nicht in jedem Fall eingehalten wird (*Tabelle 2-20*). Gründe für die noch hohen Gehalte an Kupfer und Zink können die noch nicht verbreitete und effektive Anwendung von NE-Metallabscheidern sein. Durch eine nass-mechanische Aufbereitung kann hingegen eine erhebliche Menge an Metallen zurückgewonnen werden und die Schadstoffbelastung (Schwermetalle, Chloride und Sulfate) in der MVA-Schlacke herabgesetzt werden. Die Kupfergehalte in der aufbereiteten MVA-Schlacke nach der weitergehenden Aufbereitung der Firma Scherer + Kohl GmbH liegen beispielhaft nur noch bei 150 mg/kg TS. Nachteilig bei den nass-mechanischen Verfahren ist die Aufkonzentrierung des Prozesswassers durch die ausgeschleusten Schadstoffe, welche eine Direkteinleitung in den meisten Fällen unterbindet. Somit müsste das Prozesswasser wiederum aufbereitet werden und die dabei entstehenden Rückstände kostenaufwendiger entsorgt werden.

Tabelle 2-20: MVA-Schlackenqualitäten nach konventioneller und weitergehender Aufbereitung

Parameter	Einheit	Konventionelle Aufbereitung – Befragung der ITAD aus 2009 (Alwast u. Riemann, 2010)	Weitergehende Aufbereitung nach Schauenburg Maschinen- u. Anlagen-Bau GmbH nass-mechanische Aufbereitung mit Nasssiebung und Wasserbedüsung (Frischen u. Bunzel, 2017)	Weitergehende Aufbereitung nach Scherer + Kohl GmbH nass-mechanische Aufbereitung mit Hydrobandmagnet (Lück, 2004)
Feststoffuntersuchungen				
Arsen	mg/kg TS	3 - 15	-	u.N.
Blei	mg/kg TS	1.000 - 3.500	-	190
Cadmium	mg/kg TS	2 - 20	-	0,8
Chrom	mg/kg TS	200 - 1.000	-	67
Kupfer	mg/kg TS	1.000 - 10.000	-	150
Nickel	mg/kg TS	100 - 500	-	23
Quecksilber	mg/kg TS	< 10	-	u.N.
Zink	mg/kg TS	2.000 - 7.000	-	470
Eluatuntersuchungen				
pH-Wert	-	11 - 13	bis 11,8	-
El. Leitfähigkeit	µS/cm	1.000 - 4.000	bis 3.200	-
Antimon	µg/	-	6 - 10	-
Arsen	µg/	-	< 1	1
Blei	µg/l	-	< 5 - 58	u.N.
Cadmium	µg/l	-	< 0,03 bis < 1	u.N.
Chlorid	mg/l	100 - 400	250	29
Chrom	µg/l	10 - 100	6 - 38	u.N.
Cyanid	mg/l	-	< 001 bis < 0,05	-
Kupfer	µg/l	100 – 500	31 - 198	u.N.
Molybdän	µg/l	-	50 - 99	-
Nickel	µg/l	-	< 5	u.N.
Quecksilber	µg/l	-	< 0,2 bis < 1	u.N.
Sulfat	mg/l	200 - 600	55 - 419	43
Thalium	µg/l	100 - 300	-	2
Vandium	µg/l	-	< 3	-
Zink	µg/l	100 - 300	< 5 bis 120	u.N.

u.N. Unterhalb der jeweiligen Nachweisgrenze

Erste Untersuchungen von Breitenstein (2017) bezüglich des RENE-Verfahrens von frischen MVA-Schlacken und 12 Jahre gealterter (deponierter) MVA-Schlacke zeigen, dass bei beiden MVA-Schlacken erhebliche Mengen an Kupfer, Aluminium und Zink zurückgewonnen werden können (Tabelle 2-21). Bei den 12 Jahren gealterten Schlacken handelt es sich um Verbrennungsrückstände aus dem Jahr 2002, welche nachträglich in einem Perkolator einer künstlichen Alterung unterzogen wurden. Sie wiesen demnach zwar ein natürliches Alter von 12 Jahren auf, aber durch die künstliche Alterung im Rahmen der Langzeitstudie entsprechen sie einer deutlich längeren Ablagerung. Insbesondere bei der Behandlung der MVA-Schlacke in den mechanischen Stufen (1. + 2. Stufe) werden hohe Kupferausbringungen im Bereich von > 60 Ma.-% erzielt. Für Aluminium werden in den frischen MVA-Schlacken deutlich höhere Gehalte erzielt als bei den gealterten MVA-Schlacken. Dies ist auf etwas geringere Ausgangskonzentrationen in den gealterten MVA-Schlacken aufgrund der Verwitterung der MVA-Schlackenmatrix zurück zu führen, welche durch die künstliche Alterung im Perkolator hervorgerufen wurde. Über die anschließende ammoniakalische Laugung können weitere Teile des enthaltenen Zinks zurückgewonnen werden. Die Zinkgehalte fallen in den gealterten MVA-Schlacken um ca. 20 Ma.-% geringer aus als bei den frischen MVA-Schlacken. Die Kupferausbringung kann bei den gealterten MVA-Schlacken durch die letzte Stufe bis auf ca. 80 Ma.-% gesteigert werden. Insgesamt ist festzustellen, dass das RENE-Verfahren nicht nur für frische MVA-Schlacken eine sehr hohe Rückgewinnung von Metallen, sondern auch aus gealterten oder möglicherweise aus deponierten, verwitterten MVA-Schlacken hohe Rückgewinnungsraten an Kupfer und weiteren NE-Metallen ermöglicht.

Tabelle 2-21: Ergebnisse der Rückgewinnung von NE-Metallen durch das RENE-Verfahren aus unterschiedlichen MVA-Schlacken der Fraktion < 6 mm (nach Breitenstein, 2017b)

Frische MVA-Schlacken							
Fraktion	Masse	Aluminium		Kupfer		Zink	
		Gehalt	Ausbringung	Gehalt	Ausbringung	Gehalt	Ausbringung
	[%]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[%]
Stufe 1	1,06	516.748	19,55	213.928	36,38	33.658	5,29
Stufe 2	1,18	347.756	10,15	198.395	28,90	23.105	8,53
Stufe 3	0,39	-	-	238.133	23,11	210.671	40,42
Gesamt	2,63	-	29,71	210.540	88,39	55.061	54,24
Rückstand	97,37	25.335	70,29	1.012	11,61	2.307	45,24

12 Jahre gealterte MVA-Schlacke							
Fraktion	Masse	Aluminium		Kupfer		Zink	
		Gehalt	Ausbringung	Gehalt	Ausbringung	Gehalt	Ausbringung
	[%]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[%]
Stufe 1+2	1,57	277.727	12,43	269.245	64,38	26.537	12,18
Stufe 3	0,37	-	-	282.360	15,91	200.350	21,67
Gesamt	1,94	-	12,43	271.746	80,29	59.687	33,86
Rückstand	98,06	31.335	87,57	1.320	19,71	2.307	66,14

2.4 Rechtlicher Rahmen für die Beseitigung und Verwertung fester Rückstände aus der thermischen Behandlung

2.4.1 Kreislaufwirtschaftsgesetz

In Deutschland unterstehen die anfallenden Abfälle den Regelungen des Kreislaufwirtschaftsgesetzes (KrWG). Das KrWG definiert im § 3 Abs. 1 den Begriff Abfall im Wesentlichen als „[...] alle Stoffe oder Gegenstände, deren sich ihr Besitzer entledigt, entledigen will oder entledigen muss“ (KrWG, 2017). Gemäß § 5 Abs. 1 KrWG kann die Abfalleigenschaft eines Stoffes oder Gegenstandes enden, wenn der Stoffstrom ein Verwertungsverfahren durchlaufen hat und

- er für einen bestimmten Zweck verwendet werden kann,
- für ihn ein Markt bzw. eine Nachfrage besteht,
- er alle seine jeweilige Zweckbestimmung geltenden technischen Anforderungen sowie alle Rechtsvorschriften für Erzeugnisse erfüllt,
- seine Verwendung insgesamt nicht zu einer schädlichen Auswirkung auf Mensch oder Umwelt führt.

Der Grundgedanke des KrWG liegt darin, die vorhandenen Ressourcen zu schonen und den Menschen und die Umwelt beim Umgang mit Abfällen zu schützen. Realisiert wird dieser Grundgedanke durch die in § 6 Abs. 1 KrWG festgelegte Abfallhierarchie. Sie stellt das Kernelement des KrWG dar. Somit gilt folgende Rangfolge unter den Abfallbewirtschaftungsmaßnahmen:

1. Vermeidung,
2. Vorbereitung zur Wiederverwendung,
3. Recycling,
4. sonstige Verwertung, insbesondere energetische Verwertung und Verfüllung,
5. Beseitigung.

Laut KrWG hat diejenige Maßnahme Vorrang, die Ressourcenschonung, Schutz des Menschen sowie der Natur berücksichtigt. Unter dem Begriff „Verwertung“ fallen alle Verfahren, die Abfälle einem sinnvollen Zweck zuführen. Dies kann innerhalb der erzeugenden Anlage des Abfallproduktes oder der weiteren Wirtschaft erfolgen. Ziele der Verwertung von Abfällen sind der Ersatz für Materialien, die eine bestimmte Funktion erfüllen oder die Vorbereitung der Abfälle zur Erfüllung einer bestimmten Funktion. Die Verwertung muss im Allgemeinen ordnungsgemäß im Einklang mit den geltenden Vorschriften und schadlos, d.h. ohne Schadstoffanreicherung und ohne Beeinträchtigung des Allgemeinwohls erfolgen

(§ 3 Abs. 23 KrWG). § 7 Abs. 4 KrWG beschreibt die Voraussetzungen unter denen eine Pflicht zur Verwertung besteht:

- Wenn sie technisch möglich ist (auch mit einer notwendigen Vorbehandlung der Abfälle),
- wirtschaftlich zumutbar (Kosten der Verwertung sollten nicht unverhältnismäßig höher gegenüber Kosten einer Beseitigung liegen),
- ein Markt für den gewonnenen Stoff besteht oder geschaffen werden kann.

Sollten die oben genannten Punkte aus § 5 KrWG erfüllt sein, können Abfallströme ihren Status als Abfall verlieren und als Sekundärprodukte einer höheren Verwertung zugeführt werden. Wenn das Ende der Abfalleigenschaft nicht erreicht wird, erhalten die Abfallströme den Status als Abfall zur Verwertung oder Beseitigung. Die Grundpflicht zur Beseitigung von Abfällen auf einer Deponie ist im § 15 Abs. 1 KrWG wie folgt definiert: „Die Erzeuger oder Besitzer von Abfällen, die nicht verwertet werden, sind verpflichtet, diese zu beseitigen, [...]. Durch die Behandlung von Abfällen sind Menge und Schädlichkeit zu vermindern“ (KrWG, 2017). Abfälle müssen demnach so beseitigt werden, dass das Wohl der Allgemeinheit nicht negativ beeinträchtigt wird.

2.4.2 Umweltrelevante Anforderungen nach LAGA M 19 und M 20

Jedmögliche stoffliche Verwertung von MVA-Schlacke sollte allen Maßstäben des Umweltschutzes gerecht werden. Insbesondere eine Gefährdung des Grundwassers und des Bodens muss ausgeschlossen sein. Dies wird durch eine Kombination von umweltrelevanten Zuordnungswerten mit den Anforderungen definierter Einbauweisen erreicht. Somit gilt, je besser die Qualität der MVA-Schlacke ist, desto breiter werden die Einsatzmöglichkeiten für eine stoffliche Verwertung. Grundsatz für die stoffliche Verwertung ist der § 7 Abs. 3 KrWG, der eine Schadlosigkeit und Ordnungsmäßigkeit der Verwertung von Abfällen festsetzt. Dies ist gegeben, wenn gemäß § 5 Wasserhaushaltsgesetz (WHG) keine nachteilige Veränderung des Grundwassers vorliegt und gemäß § 7 Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG) Vorsorge gegen schädliche Bodenbeeinträchtigungen getroffen werden.

Bis heute gibt es keine einheitliche Regelung auf Bundes- oder Landesebene, die konkrete gesetzliche Regelungen für die stoffliche Verwertung vorgibt. Bis zur rechtsverbindlichen Einführung der Mantelverordnung (Kapitel 2.4.6), gelten die Verwertungsgrundsätze der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA). In Abstimmung mit der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) und Boden (LABO) wurde speziell für MVA-Schlacke das „Merkblatt für die Entsorgung von Abfällen aus Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle“ (LAGA M 19) erarbeitet. Dieses ergänzt die Mitteilung „Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen – Technische Regeln“ (LAGA M 20). Die LAGA M 20 beinhaltet nicht nur Verwertungsgrundsätze und konkrete Verwertungsanforderungen für die Verwertung von MVA-Schlacke, sondern auch für eine Vielzahl von weiteren mineralischen Abfällen. Für die Verwertung von MVAA-Schlacke kommt laut LAGA M 19 „[...] nur ein eingeschränkter Einbau mit definierten technischen Sicherungsmaßnahmen in Betracht (Einbauklasse Z 2) [...]“ (LAGA, 1994). In Tabelle 2-22 sind die nach LAGA M 20 definierten Einbauklassen aufgelistet.

Tabelle 2-22: Zuordnungswerte der Einbauklassen nach LAGA M 20 (LAGA, 2003)

Z 0	Z 1	Z 1.1	Z 1.2	Z 2	Z 3	Z 4	Z 5
Verwertung				Beseitigung in Deponien			
Einbauklasse 0	Einbauklasse 1		Einbauklasse 2		DK I	DK II	DK III
Uneingeschränkter Einbau *	Eingeschränkter offener Einbau		Eingeschränkter Einbau mit definierten technischen Sicherungsmaßnahmen		DepV	DepV	DepV

* Diese Einbauklasse gilt nur für die Verwertung in bodenähnlichen Anwendungen (Verfüllung von Abgrabungen und Abfallverwertung im Landschaftsbau außerhalb von Bauwerken)

Die Verwertung von MVA-Schlacke beschränkt sich hauptsächlich auf Straßen- und Wegebau (Tragschichten) und Erdbaumaßnahmen (Lärmschutzwall, Straßendamm). Weiterführend kann es zu einer Ausweitung der Verwertung gegenüber der herkömmlichen Verwertung kommen, sofern der Anteil an leichtlöslichen Bestandteilen reduziert worden ist (LAGA, 2003). Die festgeschriebenen Feststoff- und

Eluatgrenzwerte bezüglich der Schwermetalle und Salze für MVA-Schlacken nach LAGA M 20 sind in *Tabelle 2-23* dargestellt. Für die Parameter DOC und Arsen sind hierbei keine konkreten Grenzwerte angegeben, sondern sie sind nur zur Erfahrungssammlung zu bestimmen. Da im Vergleich zu anderen Regelwerken LAGA Merkblätter keinen gesetzlichen Charakter aufweisen, obliegt es den jeweiligen Genehmigungsbehörden, ob sie eine Verwertung erlauben. Dabei wird sehr stark in den einzelnen Bundesländern differenziert. Zum Beispiel werden in Baden-Württemberg keine Baumaßnahmen mit MVA-Schlacke genehmigt, demgegenüber erlauben in Nordrhein-Westfalen unterschiedliche Runderlasse teilweise einen Einbau von einzelnen bestimmten Fraktionen der MVA-Schlacke in Baumaßnahmen (Onkelbach, 2015; Bertram, 2012).

Tabelle 2-23: Zuordnungswerte im Feststoff und Eluat für MVA-Schlacken (LAGA, 2003)

Parameter	Einheit	Zuordnungswert
Feststoffuntersuchungen		
TOC	Ma.-%	1 (für Altanlagen 3 Ma.-%)
EOX	mg/kg	2
Eluatuntersuchungen		
pH-Wert	-	7 – 13
El. Leitfähigkeit	µS/cm	6.000
DOC	µg/l	-*
Arsen	µg/l	-*
Blei	µg/l	50
Cadmium	µg/l	5
Chrom ges.	µg/l	200
Kupfer	µg/l	300
Nickel	µg/l	40
Quecksilber	µg/l	1
Zink	µg/l	300
Chlorid	mg/l	250
Sulfat	mg/l	600
Cyanid (l. fr.)	mg/l	0,02

* Nur für Erfahrungssammlung zu bestimmen

2.4.3 Bautechnische und umweltrelevante Anforderungen nach TL Gestein-StB 04

Zuzüglich zu den umweltrelevanten Anforderungen müssen Recyclingbaustoffe aus MVA-Schlacke Anforderungen an die Materialeigenschaften einhalten. Bei diesen Anforderungen handelt es sich unter anderem um bauphysikalische bzw. geotechnische Anforderungen wie z.B. Widerstand gegen Frost und gegen Schlag (Zertrümmerung) sowie Reinheit und schädliche Bestandteile. Es kommt aber auch zu einer Prüfung der stofflichen Zusammensetzung und der Korngrößenverteilung. Diese Anforderungen müssen denen des zu substituierenden Primärrohstoffes entsprechen. Hierzu zählen im Wesentlichen die geltenden technischen Vorschriften und die jeweiligen Lieferbedingungen.

Aus *Abbildung 2-7* geht hervor, dass die TL-Gestein die übergeordnete Rolle im Bereich der Gesteinskörnungen für den Straßen- und Erdbau einnimmt. Hierbei werden die bautechnischen wie auch umweltrelevanten Anforderungen der Gesteinskörnungen hinsichtlich der Materialeigenschaften kategorisiert und diesen Einsatzbereichen zugeordnet. Für die einzelnen Verwendungsbereiche (z.B. im Bereich von Schichten ohne Bindemittel) leiten sich dann Vorschriften in Form von „technischen Lieferbedingungen“ (TL) ab, die Anforderungen an Baustoffgemische für die einzelnen Anwendungsgebiete stellen. Somit definiert die „Technische Lieferbedingung für Schichten ohne Bindemittel“ (TL SoB-StB) Anforderungen an fertige Baustoffgemische für den Einsatz als Deckschichten, Frostschutzschichten sowie Kies- und Schottertragschichten. Für den Einsatz im Straßenbau – speziell im Bereich Erdbau – müssen die Anforderungen der technischen Lieferbedingung für Böden und Baustoffe im Erdbau des Straßenbaus (TL-BuB E-StB) eingehalten werden. Hierbei beziehen sich die erdbautechnischen Anforderungen nur teilweise auf die vorgelagerte TL Gestein und stellen somit ein eigenständiges Regelwerk dar. Somit finden hier „Zusätzliche Technische Vertragsbedingungen“ (ZTV) sowie „Technische Prüfvorschriften“ (TP) Anwendung. Anforderungen für den Bau von Oberschichten regelt dabei die ZTV und die erforderlichen Anforderungen an Prüfverfahren werden von der TP aufgestellt. Nach bisherigen Erfahrungen im Straßen- und Wegebau in Schichten mit bzw. ohne Bindemittel sowie im Erdbau kann MVA-Schlacke

im Wesentlichen in den Anwendungsbereichen nach *Tabelle 2-24* zum Einsatz kommen (*Onkelbach, 2016*).

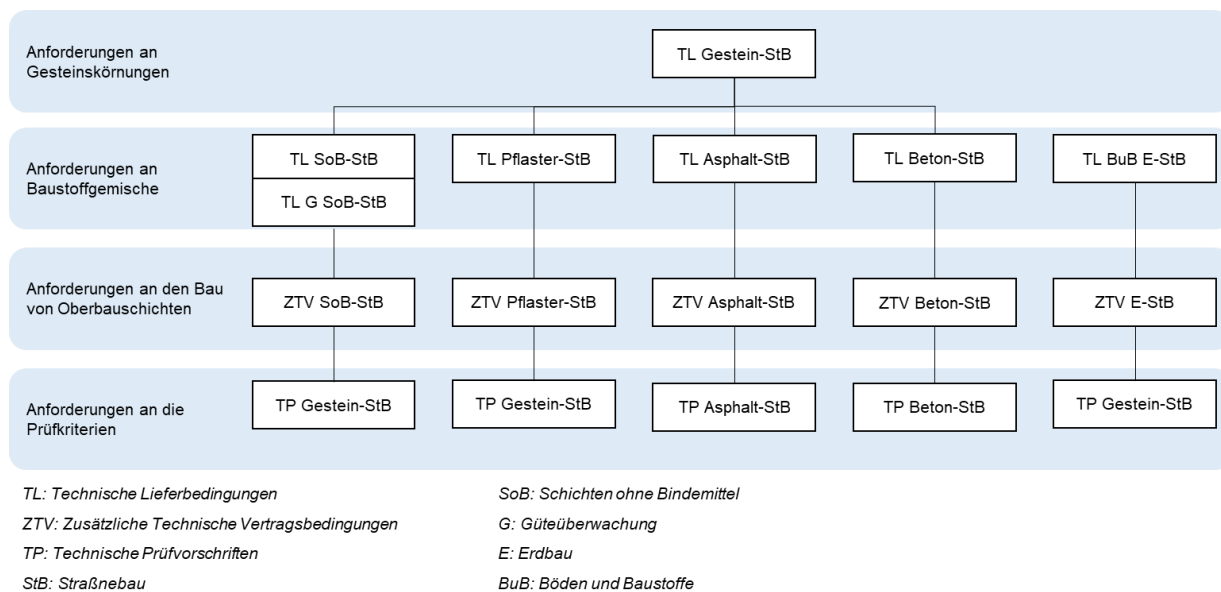


Abbildung 2-7: Regelwerke Gesteinskörnungen im Straßen- und Erdbau (*Klein, 2010*)

Tabelle 2-24: Anwendungsmöglichkeiten für MVA-Schlacke (*M HMVA, 2014*)

Lfd. Nr.	Anwendungsbereiche für MVA-Schlacke
1	Fahrbahndecke
1.1	Hydraulisch gebundene Deck- und Tragdeckschichten nach ZTV LW*
2	Gebundene Tragschichten
2.1	Tragschichten mit hydraulischen Bindemitteln ZTV LW*
3	Tragschichten ohne Bindemittel
3.1	Frostschutzschichten und Schichten aus frostunempfindlichem Material nach ZTV SoB-StB und ZTV LW*
3.2	Tragschichten ohne Bindemittel für wenig beanspruchte Flächen sowie für Rad- und Gehwege
4	Erdbau nach ZTV E-StB
4.1	Unterbau
4.2	Baugruben und Leitungsgräben (außerhalb der Leitungszone)
4.3	Schutzwälle
4.4	Bodenverfestigung
4.5	Bodenverbesserung

* Zusätzliche Technische Vertragsbedingungen und Richtlinien für die Befestigung ländlicher Wege (FGSV 657)

Allgemein müssen MVA-Schlacken die maßgeblichen Anforderungen nach TL Gestein-StB 04, TL SoB-StB oder TL BuB E-StB erfüllen (*Tabelle 2-25*). Die TL Gestein-StB 04 formuliert Anforderungen an natürliche, künstlich hergestellte bzw. rezyklierte Gesteinskörnungen. Im Allgemeinen müssen diese verwitterungsbeständig sein. Nach *Wanka (2017)* muss der Anteil von Bestandteilen die quellen, zerfallen, sich leicht lösen oder chemisch reagieren, niedrig sein. *Tabelle 2-27* zeigt die Anforderungen an die stoffliche Zusammensetzung von MVA-Schlacke gemäß TL Gestein-StB 04. Neben diesen stofflichen Anforderungen regelt die TL Gestein-StB 04 Anforderungen hinsichtlich der physikalischen und geometrischen Eigenschaften der MVA-Schlacke für einen Einsatz in Schichten ohne Bindemittel. Diese sind in *Tabelle 2-26* aufgelistet. Nähere Erläuterungen zu den einzelnen Eigenschaften sind im *Anhang* in der *Anlage 1* aufgelistet.

Tabelle 2-25: Allgemeine Bautechnische Anforderungen von MVA-Schlacken (nach M HMVA, 2014)

Bautechnische Anforderungen	Erläuterung
Stoffliche Zusammensetzung	Kennzeichnung nach TP Gestein-StB Teil 3.1.4 Anforderungen der TL Gestein-StB Anhang B Tabelle B2 sind einzuhalten.
Korngrößenverteilung	Anforderungen der TL SoB-StB sind einzuhalten.
Widerstand gegen Zertrümmerung	Anforderungen der TL Gestein-StB Anhang A sind einzuhalten.
Widerstand gegen Frostbeanspruchung	Entweder Anforderungen nach TL Gestein-StB oder TL SoB-StB sind einzuhalten.
Raumbeständigkeit	Für Einsatz in Schichten ohne Bindemittel ist die Raumbeständigkeit nach TP Gestein-StB Teil 6.7.7 (Hebungsversuch) und 6.7.8 (Röntgendiffraktometer-Verfahren) zu bestimmen. Anforderungen im Anhang B der TL Gestein-StB sind einzuhalten. Zur Beurteilung der Raumbeständigkeit für Schichten mit hydraulischen Bindemitteln ist der Bedampfungsversuch heranzuziehen (TP Beton-StB Abschnitt 3.1.6)
Umweltrelevante Merkmale	Anforderungen der TL Gestein-StB Anhang D sind Grundvoraussetzungen für die stoffliche Verwertung.

Tabelle 2-26: Bautechnische Anforderungen an MVA-Schlacke in Schichten ohne Bindemittel (TL Gestein-StB 04, 2007)

Eigenschaften und geforderte Kategorien der Gesteinskörnungen				
TL Gestein-StB Abschnitts- Nr.	Eigenschaft	Frostschutz- schicht	Schotter-/ Kiestragschicht	Deckschicht
2.1.1	stoffl. Kennzeichnung	ist anzugeben		
2.1.2	Rohdichte	ist anzugeben		
2.2.2	Korngrößenverteilung			
	Korngruppen/ Lieferkörnung	G _F 80; G _C 80/20 G _F 85; G _C 85/20		
	zusammengefasste Korngruppen	G _C 90/15 GT _C 20/15; GT _C 20/17,5		
	Toleranz für Korngrößenverteilung	GT _A NR		
2.2.3	Gehalt an Feinanteilen			
	Korngruppe/ Liefer- körnung 0/2 bis 0/5	f angegeben ^{a)}		
	Korngruppe/ Liefer- körnung 2/4 bis 32/63	f ₄	f angegeben	
2.2.5	Kornform grober Gesteinskörnung	SI ₅₀ /FI ₅₀		
2.2.6	Anteil gebrochener Oberflächen	C _{NR}	C _{90/3} ^{b)}	C _{NR}
2.2.9	Widerstand gegen Zertrümmerung	gesteinsbezogen gemäß Anhang A ^{c)}	gesteinsbezogen gemäß Anhang A	
2.2.14.1	Wasseraufnahme	W _{CM} = 0,5		
2.2.14.2	Widerstand gegen Frostbeanspruchung	F ₄ ; F angegeben ^{d)}	F ₄ ; F angegeben ^{e)}	F ₄
2.4	umweltrelevante Merkmale	siehe Abschnitt 2.4 TL Gestein-StB und Anhang D		

a) Für Gießereirestsand (GRS) gilt f₁₆

b) Gilt nur für Schottertragschichten

c) siehe auch TL SoB- StB, Abschnitt 1.4.2

d) Gilt nur für Hausmüllverbrennungssasche (HVA) und RC- Baustoffe

e) Gilt nur für RC- Baustoffe

Tabelle 2-27: Anforderungen an die stoffliche Zusammensetzung von MVA-Schlacke (TL Gestein-StB 04, 2007)

Bestandteil	Ma.-%
Metalle	≤ 5,0
Unverbranntes	≤ 0,5

Wie in *Tabelle 2-26* dargestellt, müssen erzeugte Recyclingprodukte aus MVA-Schlacken nicht nur bautechnische, sondern auch umweltrelevante Anforderungen einhalten. Diese orientieren sich an den Vorgaben der LAGA M19 und werden für MVA-Schlacken mit geringer Salzbelastung (MVAA-1) und solche mit höherer Salzbelastung (MVAA-2) unterschieden (*Tabelle 2-28*).

Tabelle 2-28: Zuordnungswerte für MVA-Schlacken nach TL-Gestein-StB 04 (TL-Gestein-StB 04, 2007)

Parameter	Einheit	MVAA-1	MVAA-2
Feststoffuntersuchungen			
TOC	Ma.-%	3	3
EOX	mg/kg	3	3
Eluatuntersuchungen			
pH-Wert	-	7 – 13	7 - 13
El. Leitfähigkeit	µS/cm	2.000	6.000
Chlorid	mg/l	50	250
Sulfat	mg/l	200	600
Cyanid (l. fr.)	mg/l	0,02	0,02
DOC	µg/l	-*	-*
Arsen	µg/l	-*	-*
Blei	µg/l	50	50
Cadmium	µg/l	5	5
Chrom ges.	µg/l	50	50
Kupfer	µg/l	300	300
Nickel	µg/l	40	40
Quecksilber	µg/l	1	1
Zink	µg/l	300	300

* Nur für Erfahrungssammlung zu bestimmen

Für den Einsatz von MVA-Schlacke definiert die TL BuB E-StB umweltrelevante sowie erdbautechnische Anforderungen, die zur Herstellung von Erdbauwerken nach den ZTV E-StB eingehalten werden müssen. Die bautechnischen Angaben nach TL BuB E-StB sind in *Tabelle 2-29* aufgelistet.

Tabelle 2-29: Bautechnische Angaben nach TL BuB E-StB (TL BuB E-StB, 2009)

Bautechnische Anforderungen	Vorschrift
Korngrößenverteilung	DIN 18123
Wassergehalt	DIN 18121
Stoffliche Zusammensetzung	M HMVA
Raumbeständigkeit	TL Gestein-StB

Die Einteilung der MVA-Schlacken werden in Abhängigkeit der Korngrößenverteilung gemäß DIN 18196 in Bodengruppen eingeteilt und müssen entweder grobkörnigen oder gemischtkörnigen Böden gemäß Tabelle 1 und 2 der TL BuB E-StB entsprechen (*Anhang Anlage 2* und *Anlage 3*). Hinsichtlich ihrer bautechnischen Zwecke im Erdbau werden sie nach *DIN 18196 (2011)* in folgende Einzugsbereiche untergliedert:

- Baugrund für Gründungen,
- Baustoff für Erd- und Baust Straßen,
- Baustoff für Straßen- und Bahndämme,
- Baustoff für Erdstaudämme (Dichtung, Stützkörper) und
- Baustoff für Drainagen.

Der Wassergehalt hat dem für Einbau und Verdichtung erforderlichen Wassergehalt zu entsprechen, welcher in der Regel bei 97 % der ermittelten Proctordichte⁵ liegt (*TL BuB E-StB, 2009; Onkelbach, A., 2016*).

⁵ Die Proctordichte beschreibt die höchste unter definierter Verdichtungsarbeit erreichbare Dichte eines Materials, welche sich nach DIN 18127 bei einem optimalen Wassergehalt einstellt (*DIN 18127, 2012*).

Für die stoffliche Zusammensetzung ist die MVA-Schlacke > 4 mm in folgende Bestandteile nach *M HMVA (2014)* aufzuteilen:

- Asche/Schlacke,
- Glas/Keramik,
- Metalle,
- Unverbranntes und
- Sonstiges (nicht brennbare mineralische Bestandteile, wie Beton, Mauerwerk und Kies).

Hierbei gelten die gleichen Anforderungen an die stoffliche Zusammensetzung wie im Straßenbau gemäß TL-Gestein StB (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Weiterhin müssen Anteile mit einem ungenügenden Ausbrand von der Aufbereitung ausgeschlossen werden. Analog zur LAGA M19 muss die MVA-Schlacke 3 Monate feucht gelagert werden. Zur Ermittlung der Raumbeständigkeit gelten die gleichen Anforderungen wie in der *M HMVA (Tabelle 2-25)*.

2.4.4 Umweltrelevante Anforderungen nach Versatzverordnung

Sollte die MVA-Schlacke als Versatzmaterial im Bergbau Verwendung finden, so müssen die Vorgaben der Versatzverordnung (VersatzV) eingehalten werden. Der Versatz zum Auffüllen von untertägigen Gruben erfolgt zur Minimierung der Brand- und Explosionsgefahr, Verbesserung der Wetterführung sowie zur Verbesserung der Standsicherheit des Gebirges und zur Verringerung von möglichen Setzungen an der Oberfläche. Dies kann sowohl betriebsbegleitend als auch nach der Stilllegung der untertägigen Grube erfolgen. Vorwiegend erfolgt solch ein Versatz in Salzsteinformationen, aber auch vereinzelt in Steinkohle- und Erzformationen. Abhängig von den Standortbedingungen kommen mechanische (Sturz-, Schleuderversatz, Big-Bags), pneumatische (Basaltversatz) oder hydraulische (Fließ-, Spül-, Pumpversatz) Techniken zum Einsatz (*BMUB, 2002*). Oberstes Ziel laut § 3 VersatzV ist es, hochwertige, verwertbare metallhaltige Abfälle vom Versatz auszuschließen (sofern die stoffliche Verwertung möglich ist). Somit wird die Vorgabe von § 8 Abs. 1 KrWG – eine der Art und Beschaffenheit hochwertigere Verwertung anzustreben – rechtsverbindlich konkretisiert. Hierbei legt die *Anlage 1 der VersatzV* Grenzwerte für Metalle fest, ab denen die Metallgehalte – sofern technisch möglich – aus den Abfällen zurückgewonnen werden müssen (*Tabelle 2-30*).

Tabelle 2-30: Grenzwertkonzentrationen der Rückgewinnung von Metallen im Abfall nach VersatzV (VersatzV, 2002)

Metall	Einheit	Grenzwert
Zink	g/kg	≥ 100
Blei	g/kg	≥ 100
Kupfer	g/kg	≥ 10
Zinn	g/kg	≥ 15
Chrom	g/kg	≥ 150
Nickel	g/kg	≥ 25
Eisen	g/kg	≥ 500

Der § 4 VersatzV formuliert, dass nur Abfälle, welche die Feststoffgrenzwerte der *Anlage 2 Tabelle 1 und 1a der VersatzV* einhalten, zur Herstellung von Versatzmaterial bzw. zum unmittelbaren Einsatz als Versatzmaterial eingesetzt werden dürfen. Diese Feststoffgrenzwerte entsprechen den Zuordnungswerten Z2 der LAGA M 20. Die in *Anlage 2 Tabelle 2 der VersatzV* festgelegten Eluatgrenzwerte entsprechen den Prüfwerten zur Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser nach *Anhang 2 Nr. 3.1 BBodSchV* in Verbindung mit § 8 Abs. 1 Satz 2 Nr. 1 *BBodSchG*. Diese teils strengen Vorgaben bezüglich der Eluate sollen die Umweltauswirkung einer möglichen Auswaschung durch Gruben- und Grundwasser so gering wie möglich halten.

2.4.5 Umweltrelevante Anforderungen nach Deponieverordnung

Kommt es zu einer stofflichen Verwertung auf einer Deponie als Deponieersatzbaustoff oder zu einer Beseitigung, so müssen die Vorgaben der DepV eingehalten werden. Im Allgemeinen beinhaltet die

DepV Regelungen bezüglich der Errichtung, dem Betrieb, der Stilllegung und Nachsorge von Deponien sowie darüber hinaus Regelungen für die Überwachung und Kontrolle dieser. Des Weiteren regelt sie den Einsatz von Abfällen zur Herstellung von Deponieersatzbaustoffen sowie deren Verwertung auf oberirdischen Deponien. Für die Verwendung von Abfallstoffen als Deponieersatzbaustoff müssen in § 14 Abs. 1 DepV definierten Vorgaben beachtet werden:

- Es darf keine Gefährdung des Allgemeinwohls bestehen,
- sie sollten nur in den Mengen, die einen geordneten Deponiebetrieb inklusive notwendiger Bau- maßnahmen gewährleisten, eingebaut werden.

Als Deponieersatzbaustoff oder als Ausgangsmaterial für die Herstellung solcher dürfen nur mineralische Abfälle Verwendung finden (eine Ausnahme bildet die Rekultivierungsschicht) (§ 14 Abs. 1 DepV). Im § 14 Abs. 2 DepV sind zusätzlich Abfälle definiert, die nicht zur Herstellung von Deponieersatzbaustoffen herangezogen werden dürfen, wie Abfälle, die Asbest oder andere gefährliche Mineralfasern enthalten. Solche Deponieersatzbaustoffe können zur Herstellung von:

- Profilierungsschichten der Deponiekubatur,
- Trag- und Ausgleichsschichten,
- Entwässerungsschichten,
- Schutzschichten,
- Abdichtungskomponenten

eingesetzt werden. Für alle Einsatzmöglichkeiten müssen die Zuordnungskriterien gemäß *Anhang 3 Abs. 1 und 2 DepV* für die einzelnen Deponieklassen eingehalten werden. Für eine Deponierung von Abfallstoffen definiert § 6 DepV die Anforderungen hinsichtlich der Ablagerung auf Deponien bzw. einzelner Deponieabschnitte. Die Zuordnung der abzulagernden Abfallstoffe zu den einzelnen Deponieklassen erfolgt hierbei ebenfalls nach den Zuordnungskriterien gemäß *Anhang 3 Abs. 2 DepV*.

2.4.6 Entwurf der Mantelverordnung sowie der Ersatzbaustoffverordnung

Seit dem sogenannten *Tongruben-Urteil II* des Bundesverwaltungsgerichtes aus dem Jahr 2005 besteht ein verstärkter Handlungsdruck auf dem Gebiet der Verwertung von mineralischen Abfällen. Das Bundesverwaltungsgericht stellte klar, dass die LAGA M 20 keine ausreichende Rechtsgrundlage hinsichtlich der bestehenden Umwelanforderungen an Verfüllungen darstellt. Somit wird nunmehr seit über 10 Jahren der rechtliche Rahmen zur stofflichen Verwertung von mineralischen Abfällen überarbeitet. Ziel ist die Schaffung einer umfassenden Regelung mit folgenden Zielen:

- Der Schutz von Mensch und Umwelt vor Schadstoffen (insbesondere der Schutz von Boden und Grundwasser) bei dem Einsatz von mineralischen Ersatzbaustoffen,
- Schaffung von hohen Wiederverwertungsquoten und somit Schonung der natürlichen Ressourcen,
- Schaffung einer Rechtssicherheit mit bundeseinheitlichen und verbindlichen Anforderungen an den Boden- und Grundwasserschutz bei technischen Bauwerken, Verfüllung und beim Einleiten von Stoffen in das Grundwasser,
- Schaffung einer Verwaltungsvereinfachung durch Verzicht auf Genehmigungen und behördliche Prüfungen (Paul, 2014; BMUB, 2017a).

Erreicht werden sollen diese Ziele über die sogenannte Mantelverordnung (MantelV). Diese liegt seit 2017 in einem ersten Referentenentwurf vor, der zum größten Teil aus der Fortentwicklung des dritten Arbeitsentwurfes der MantelV aus 2015 besteht. Diese besteht im Wesentlichen aus der erstmaligen Verrechtlichung des Konzeptes der Geringfügigkeitsschwellen (GFS) im Wasserrecht, der Regelung der Anforderungen an den schadlosen Einbau von mineralischen Ersatzbaustoffen in technischen Bauwerken und einer Weiterentwicklung des Bodenschutzes. Im Rahmen der Erstellung der MantelV werden Anpassungen an der Grundwasserverordnung, der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung, der Deponieverordnung sowie an der Gewerbeabfallverordnung vorgenommen. Im Weiteren wird eine

sogenannte Ersatzbaustoffverordnung (EBV) neu geschaffen, für eine schadlose Verwertung von mineralischen Abfällen (Paul, 2014; BMUB, 2017a; Fischer, 2014). Durch die Verrechtlichung des Konzeptes der GFS wird der wasserrechtliche Besorgnisgrundsatz § 48 Abs. 1 WHG konkretisiert und somit eine Vereinfachung des Vollzuges erreicht. Es werden Prüfwerte in die Grundwasserverordnung eingeführt, die sich an den vorgegebenen GFS orientieren. Werden die Prüfwerte nicht erreicht, kann man davon ausgehen, dass die Konzentration des eingetragenen Stoffes so gering ist, dass keine nachteilige Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit vorliegt. Somit bedarf das Einbringen des Stoffes auch keiner wasserrechtlichen Erlaubnis nach § 9 WHG (Paul, 2014; Zeddelet al., 2016). Ebenfalls keiner wasserrechtlichen Erlaubnis bedarf es nach BBodSchV, wenn die hier teils strengeren vorgeschriebenen Anforderungen als in der EBV eingehalten werden. Ein Grund für die strengeren Vorgaben in der BBodSchV ist, dass es sich bei Boden um kein technisches Bauwerk handelt. Somit verbleiben die Stoffe vielmehr im Boden und sind nicht wie bei technischen Bauwerken nur temporär eingebracht. Kommt es zu einer Verfüllung orientiert sich die BBodSchV hierbei an dem bisherigen Ländervollzug der LAGA M 20 (Paul, 2014). Art. 1 MantelV sieht die neu zu schaffende EBV vor. Dessen oberstes Ziel ist es, eine bundeseinheitliche Regelung für die schadlose Verwertung von mineralischen Ersatzbaustoffen (MEB) zu gestalten. Unter diesen MEB versteht man laut § 2 Nr. 1 EBV (1. Referentenentwurf der MantelV) Recyclingbaustoffe, Schlacken, Aschen und Bodenmaterial, die als Abfall anfallen oder als Nebenprodukt in Aufbereitungsanlagen hergestellt werden bzw. bei Baumaßnahmen anfallen und die für technische Bauwerke geeignet sind. In Bezug auf die Qualitätsanforderungen von MVA-Schlacke werden ähnliche Anforderungen wie in der LAGA M 20 / M 19 gestellt (Tabelle 2-31). Einige in der Vergangenheit geprüfte Parameter entfallen wegen nachgewiesener umweltbezogener Irrelevanz. Andere Parameter wie Antimon, Molybdän und Vanadium kommen neu dazu. Besonders problematisch bei den Analysen im Eluat ist das nach EBV vorgeschriebene Säulenverfahren (DIN 19528) und nach BBodSchV das Schüttelverfahren (DIN 19529) – beide mit Wasser/Feststoff-Verhältnis 2:1 – welche zwar realitätsnäher die Grundwassergefährdung abschätzt, aber durch ihre Neuheit noch keine absehbaren Auswirkungen auf die bisherigen Verwertungsmöglichkeiten, aufgrund der neuen Eluatwerte von MVA-Schlacke erkennen lässt (Fischer, 2014).

Tabelle 2-31: Vergleich der umweltrelevanten Qualitätsanforderungen an MVA-Schlacke nach LAGA M 20 / M 19 und EBV (BMUB, 2017b; LAGA, 2003; LAGA, 1994)

Parameter	Einheit	LAGA M 20 / M 19 MVA-Schlacke	EBV		
			MVAA-1	MVAA-2	MVAA-3
Feststoffuntersuchungen					
TOC	Ma.-%	1 (für Altanlagen 3 Ma.-%)	-	-	-
EOX	mg/kg	2	-	-	-
Eluatuntersuchungen					
pH-Wert	-	7 - 13	7 - 13	7 - 13	7 - 13
El. Leitfähig- keit	µS/cm	6.000	2.000	12.500	12.500
DOC	µg/l	- *	-	-	-
Antimon	µg/l	-	10	60	150
Arsen	µg/l	- *	-	-	-
Blei	µg/l	50	-	-	-
Cadmium	µg/l	5	-	-	-
Chrom ges.	µg/l	200	150	460	600
Kupfer	µg/l	300	110	1.000	2.000
Molybdän	µg/l	-	55	400	1.000
Nickel	µg/l	40	-	-	-
Quecksilber	µg/l	1	-	-	-
Vanadium	µg/l	-	55	150	200
Zink	µg/l	300	-	-	-
Chlorid	mg/l	250	160	5.000	5.000
Sulfat	mg/l	600	820	3.000	3.000
Cyanid (l. fr.)	mg/l	0,02	-	-	-

* Nur für Erfahrungssammlung zu bestimmen

2.5 Verwertungsmöglichkeiten von MVA-Schlacke

2.5.1 Aktuelle Marktsituation für MVA-Schlacken

Die wesentlichen Verwertungswege der heutigen MVA-Schlacken liegen in technischen Bauvorhaben, wie z.B. Straßenbau oder Deponiebau (*Abbildung 2-8*). Lediglich ca. 10 % (465.000 Mg) der in Deutschland anfallenden MVA-Schlacke wurden 2009 deponiert. Hierbei handelt es sich vor allem um die Feinfraktion, welche nicht weiter aufbereitet wurde. Durch die Aufbereitung der anfallenden MVA-Schlacke konnten 2009 ca. 7 % (346.000 Mg) Fe-Metalle und ca. 1 % (32.000 Mg) NE-Metalle separiert werden und dem Wirtschaftskreislauf wieder zugeführt werden.

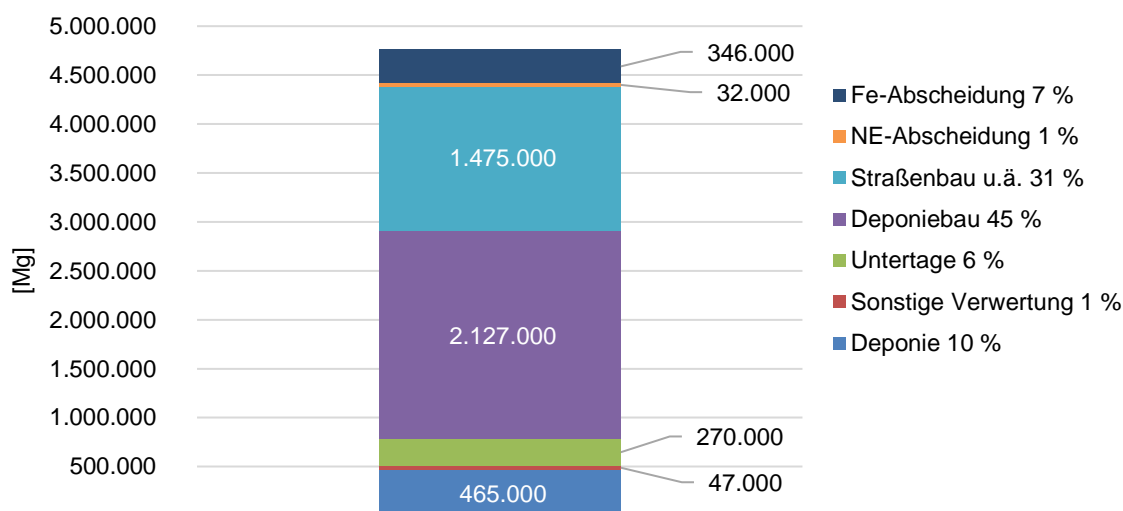


Abbildung 2-8: Verbleib von MVA-Schlacken aus Müllverbrennungsanlagen im Jahr 2009 in Deutschland (Gesamtaufkommen 4.762.000 Mg) (Alwast u. Riemann, 2010)

Der Markt der MVA-Schlacken gliedert sich in zwei Bereiche, zum einen den Beschaffungsmarkt für MVA-Schlacken und zum anderen den Absatzmarkt für die gewonnenen verwertbaren Fraktionen durch eine Aufbereitung der MVA-Schlacke. Beeinflusst werden diese durch die steigende Menge an MVA-Schlacken – prognostiziert für 2020 zwischen 6,5 Mio. Mg und 8,5 Mio. Mg – und durch die Baukonjunktur (*Briese et al., 2014; Briese et al., 2012*).

Die derzeitigen Preise, um die MVA-Schlacke einer Verwertung oder Beseitigung zuzuführen, variieren beträchtlich. Für das Jahr 2020 sind laut *Briese et al. (2012)* Kosten für eine Deponierung von 90 bis 120 €/Mg (ohne Berücksichtigung von Inflationsaspekten) zu erwarten. Besonders interessant vor dem Hintergrund steigender Rohstoffpreise sind die in MVA-Schlacke enthaltenen Fe- und NE-Metalle. Nach *Kosub (2015)* konnten für die enthaltene Fe-Fraktion 2014 Preise von ca. 130 €/Mg (Stahlschrottsorte 1 zuzüglich eines Abschlags in Höhe von 40 % aufgrund der minderen Qualität) erzielt werden. Die Preise für die enthaltenen NE-Metalle (Kupfer, Aluminium und Zink) sind stark schwankend mit insgesamt steigender Tendenz. Der durchschnittliche Kupferpreis im März 2018 lag bei ca. 5.771 €/Mg (*Statista GmbH, 2018b*). Allgemein ist für die enthaltenen Metalle der MVA-Schlacke eine Preissteigerung zu erwarten und somit eine Steigerung der Erlöse für Aufbereiter (*Briese et al., 2012*).

Des Weiteren besteht ein großes Potenzial im Einsatz von zurückgewonnenen Fe- und NE-Metallen bei der Produktion von Kupfer, Aluminium und Rohstahl. *Abbildung 2-9* zeigt den Anteil an Sekundärrohstoffen bei der Produktion der genannten Rohstoffe im Jahr 2016 in Deutschland. Ähnlich wie in den letzten Jahren werden ca. 57 % des Aluminiums, ca. 41 % des Kupfers und ca. 43 % des Rohstahls aus sekundären Rohstoffen produziert. Da die deutsche Importabhängigkeit für Metallerze und -konzentrate bei 100 % liegt, kann diese durch das Recycling und Aufbereiten von Schrott und Abfällen (z.B. MVA-Schlacken) deutlich reduziert werden (*BGR, 2016*).

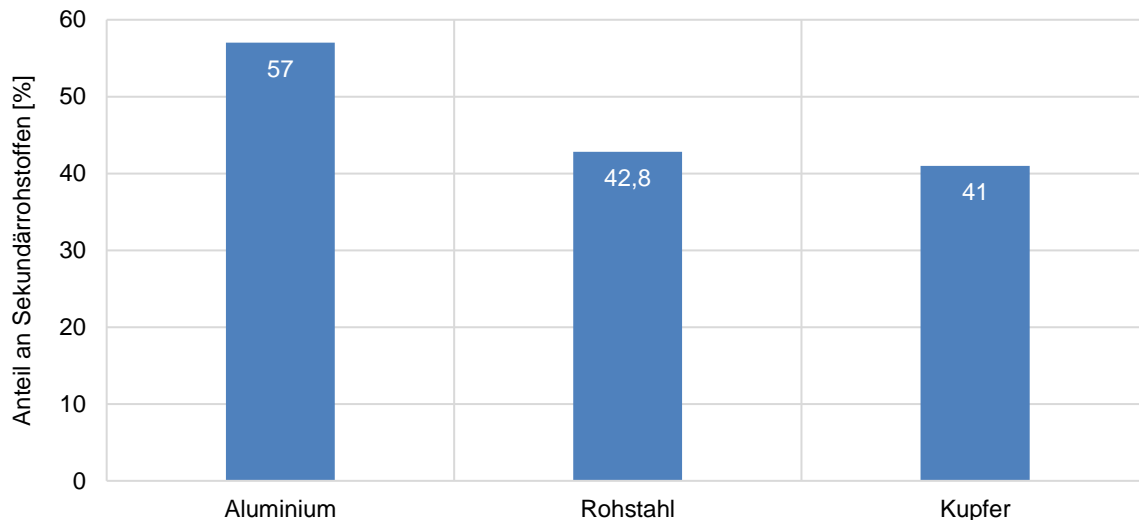


Abbildung 2-9: Anteil sekundärer Rohstoffe an der Produktion von Kupfer, Aluminium und Rohstahl in Deutschland im Jahr 2016 (BGR, 2016)

Wie bereits eingangs erwähnt, ist der wesentliche Verwertungsweg der heutigen MVA-Schlacken in technischen Bauvorhaben. Hierbei erfolgt die Nachfrage vornehmlich aus dem gewerblichen und dem privaten Bereich. Nach *Schmidmeyer (2014)* steht die öffentliche Hand – als größter Bauherr – solchen sekundären Baustoffen aus MVA-Schlacken meist ablehnend gegenüber und es kommt zu enormen Absatzproblemen, trotz gleichbleibender Qualitäten, guter Standfestigkeit und hoher Raumbeständigkeit der aufbereiteten mineralischen Fraktion von MVA-Schlacken. Laut *Briese et al. (2014)* stellt die größte Befürchtung bei öffentlichen Aufträgen die Umweltverträglichkeit der sekundären Baustoffe aus MVA-Schlacken dar. Die Verwertung konzentriert sich daher auf den privaten Straßen-, Weg- und Verkehrsflächenbau sowie Deponie- und Erdbau. Grundsätzlich ist die Akzeptanz aber umso größer, je weniger Abbaustätten für primäre Rohstoffe in der Region vorhanden sind und somit die ökonomischen Vorteile beim Einsatz solcher sekundären Baustoffe überwiegen (*Belouschek, 2014; Knappe, 2011*). Durch diesen Effekt schwankt der Preis für sekundäre Baustoffe aus aufbereiteter MVA-Schlacke sehr stark in Deutschland und lag 2011 im Durchschnitt bei 3,50 €/Mg. Einen entscheidenden Einfluss haben auch die Transportkosten auf die Verwertung. Laut *Briese et al. (2014)* wird der Preis für sekundäre Baustoffe aus MVA-Schlacken auf über 6,00 €/Mg bis 2020 steigen.

2.5.2 Verwertungsmöglichkeiten

Verwertungsmöglichkeiten der Metalle

Die durch die Aufbereitung von MVA-Schlacke separierte Fe-Fraktion wird in Deutschland nur zu einem geringen Anteil – aufgrund der sehr geringen Qualität – direkt der Stahlherstellung zugeführt. Sie findet sich in diversen anderen Schrottsorten wieder oder wird exportiert. In Deutschland existieren 21 integrierte Hüttenwerke und Elektrostrahlwerke in den die Gesamtstahlproduktion im Jahr 2014 ca. 43 Mio. Mg betrug. Davon wurden ca. 70 % in integrierten Hüttenwerken und ca. 30 % in Elektrostrahlwerken produziert. Vornehmlich wird die Fe-Fraktion aus MVA-Schlacke in höheren Mengen in Elektrostrahlwerken für die Herstellung von Baustahl verwertet. Hierbei wird in Deutschland zurzeit ausschließlich die grobe Fe-Fraktion (20 bis 30 mm und 150 bis 200 m) eingesetzt. Bei Verwendung der eher feineren Fe-Fraktion kommt es zu einem erhöhten Eintrag von wertlosem Eisenoxid in den Stahlherstellungsprozess (*Kosub, 2015*). Aufgrund dessen, dass die separierte NE-Fraktion aus MVA-Schlacke stets eine Mischung aus allen NE-Metallen im Abfallinput einer MVA-Anlage besteht, muss diese konditioniert werden, um die Metalle in den Metall-Kreislauf zurückzuführen. Auf die Konditionierung wird in dieser Arbeit nicht näher eingegangen.

Verwertungsmöglichkeiten der Mineralik aus der Grobkorn- und Feinkornaufbereitung

Im Bereich Deponiebau kommen MVA-Schlacken vor allem in Basisabdichtungssystemen, Oberflächenabdichtungssystemen oder in deponietechnisch notwendigen Baumaßnahmen wie Profilierungen, Gasdränschichten oder Ausgleichsschichten zum Einsatz (*Tabelle 2-32*). Beim Bau von Straßen kommen MVA-Schlacken vorwiegend im Straßenunterbau zum Einsatz. Nur in seltenen Fällen auch bei Frostschuttschichten oder Schottertragschichten des Straßenoberbaus (*Tabelle 2-33*). Ein weiteres Anwendungsgebiet von MVA-Schlacken ist der Bau von Lärmschutzwällen (*Belouschek, 2014*).

Tabelle 2-32: Verwertungsbeispiele Deponiebau (*REMIX Mineralstoff GmbH, 2018*)

Bauvorhaben	Baustoff
Deponie Völkling-Felsen	ca. 55.000 Mg MVA-Schlacke 8/45 als Gasdränschicht ca. 5.000 Mg MVA-Schlacke 0/8 als Profilierung
Deponie Neuss Grefrath	ca. 25.000 Mg MVA-Schlacke 0/32 als Profilierung
Deponie Dortmund Nordstadt	ca. 7.000 Mg MVA-Schlacke 8/32 als Wasser- und Gasdränschicht ca. 11.000 Mg MVA-Schlacke 0/8 als Schutzschicht
Deponie Coesfeld Hoeven	ca. 3.000 Mg MVA-Schlacke 16/56 als Wasserdränschicht im Deponiekörper

Tabelle 2-33: Verwertungsbeispiele Straßenbau (*REMIX Mineralstoff GmbH, 2018*)

Bauvorhaben	Baustoff
Zweiter Bauabschnitt der L 585n – Ortsumgehung Münster-Wolbeck	Einsatz von MVA-Asche in definierten Teilabschnitten ca. 103.000 Mg MVA-Schlacke (MVAA II) als Damm- baustoff
Aldenhoven Testing Center (ATC) in Aldenhoven	ca. 130.000 Mg MVA-Schlacke 0/32 als Unterbau und Frostschuttschicht
Lückenschluss der A61 bei Venlo bis AS Kaldenkirchen	ca. 250.000 Mg MVA-Schlacke im Straßenunterbau
Senner Straße in Bielefeld, Querung der A33	Ca. 39.000 Mg MVA-Schlacke (MVAA II) 0/32 im Straßenunterbau
Vorhaben Voerde	ca. 84.000 Mg MVA-Schlacke (MVAA II) 0/32 als Unter- bau für Eisenbahnüberquerung einer ICE-Trasse

Die Verwertung der mineralischen Fraktion aus der Feinkornaufbereitung könnte zwar in Betonen oder Betonbauteilen stattfinden, aber wie die Untersuchungen von *Rübner et al. (2008)* zeigen, kommt es durch betonschädigende Inhaltsstoffe wie metallisches Aluminium, Chlorid, Sulfat sowie Altglas zu Rissen und Abplatzungen. Wenngleich die mechanischen Eigenschaften wie Druckfestigkeiten und Elastizität im Vergleich zu einem Beton mit ausschließlich primären Rohstoffen annähernd dieselben sind. Es kann auch nicht ausgeschlossen werden, dass es langfristig zu Schäden durch Glaskorrosion kommt. Auch gibt es in Deutschland keine rechtliche Regelung für den Einsatz der mineralischen Feinfraktion aus MVA-Schlacken in Betonen. Allerdings existieren solche rechtlichen Regelungen in den Niederlanden. Sie wurden im Zuge des „Green Deals“ aufgestellt, um die Vorbehalte gegenüber dem Einsatz von MVA-Schlacke zu beseitigen sowie die stoffliche Verwertung der mineralischen Fraktion der MVA-Schlacke zu verbessern. Ein Beispiel für die stoffliche Verwertung der mineralischen Fraktion ist der Einsatz für die Produktion von Wasserbausteine, Betonsteine, Pflastersteine aus Beton usw. eingesetzt (*REMIX Mineralstoff GmbH, 2018*). Somit verbleibt nach *Duwe et al. (2013)* für die mineralische Feinfraktion der MVA-Schlacke in Deutschland nur eine mögliche Verwertung in der Baurohstoff- und Zementindustrie. Die vorhandenen wichtigsten Mineralphasen (Quarz, Silikat, Anhydrit) und zum Teil noch vorhandenen karbonatische Phasen können bei der Herstellung unterschiedlichster Baurohstoffe sowie bei der Herstellung von Zement und Blähgranulat von Vorteil sein (*Breitenstein et al., 2015*). Besonders das Verhältnis der CaO- zu den $Al_2O_3 + Fe_2O_3$ - und den SiO_2 -Phasen ist für den Einsatz als Rohmehlersatz oder für geblähte Leichtbaustoffe interessant, da die mineralische Fraktion aus der Feinkornaufbereitung im Bereich von blähfähigen Tonrohstoffen eingeordnet werden kann. Ebenfalls ein positiver Effekt ist, dass das Material nicht mehr unter dem Einsatz großer Mengen Energie entsäuert werden müsste. Somit könnte der Einsatz der feinkörnigen MVA-Schlacke in der Zementklinkerproduktion ähnliche ökologische Vorteile mit sich bringen, wie sie durch den heutigen Einsatz von z.B. Braunkohlenschlacken realisiert werden können (*Müller, 2009*).

Für den Einsatz in der Zementklinkerproduktion sind jedoch auch bestimmte Schwermetallgrenzwerte zu *beachten* (Tabelle 2-34).

Tabelle 2-34: Schwermetallgrenzwerte für den Einsatz in der Zementklinkerproduktion für die Verwertung bei der Cemex OstZement GmbH (Breitenstein, 2017b)

Schwermetall	Grenzwert [mg/kg TS]
Cobalt	50
Nickel	100
Blei	350
Chrom	350
Kupfer	750

2.6 Wertstoffpotenzial abgelagerter MVA-Schlacke auf Deponien

2.6.1 Einflussfaktoren auf das Wertstoffpotenzial

Das Wertstoffpotenzial von Deponien mit Rückständen aus der thermischen Behandlung von Hausmüll ist von mehreren Faktoren abhängig:

- Zusammensetzung des Abfallinputs in die MVA-Anlage,
- Aufbereitung der Verbrennungsrückstände und
- Ablagerung auf Deponien.

Abfallinput in die MVA-Anlage

Er unterliegt unter anderem saisonalen Veränderungen sowie lokalen Gegebenheiten, wie Bevölkerungs-, Industrie- und Gewerbestruktur der Entsorgungsgebiete. Aber auch durch die zeitliche Änderung der gesetzlichen Rahmenregelungen (Getrennsammlensysteme, Recyclingquoten etc.) kommt es zu unterschiedlichen Abfallinputprodukten über die Zeit. So ist mit der fünften Novelle des Abfallbeseitigungsgesetzes (1994) – Verabschiedung des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (KrW-/ AbfG) und z.B. der Einführung der Verpackungsverordnung (VerpackV) im Jahr 1998 und der damit verbundenen vorgeschriebenen Getrennsammlung von Leichtverpackungen, Metallen, Kunststoffen und Verbundstoffen der Anteil an diesen Wertstoffen im Hausmüll deutlich reduziert worden (KrW-/ AbfG, 2012; VerpackV, 2017; Wanka, 2017). Die ersten bundesweiten Hausmüllanalysen (BHMA) erfolgten 1979/80 sowie 1985 (Abbildung 2-10). Bei den dabei erhobenen Daten muss berücksichtigt werden, dass erhebliche Unterschiede in den Wirtschaftsstrukturen (z.B. städtisch geprägte Bereiche im Vergleich zum ländlichen Raum) vorliegen, welche sich direkt auf die Abfallzusammensetzung auswirken (Abbildung 2-11). Somit stellen die BHMA nur eine grobe Abschätzung der einzelnen Abfallfraktionen dar. Bei MVA-Schlacken spielen vor allem die Mengen an Fe- und NE-Metallen, die mit dem Abfallinput in die MVA-Anlage eingebracht sind, eine entscheidende Rolle. Bei den durchgeführten BHMA zwischen 1979 und 1985 lag die Menge an eingebrachten Fe-Metallen bei ca. 3 Ma.-% und für die NE-Metalle belief sie sich auf ca. 0,4 Ma.-%. Unterschiede in der BHMA aus 1979/1980 bezüglich ländlicher und städtischer Regionen sind bei den Fe- und NE-Metallen nicht auszumachen (Abbildung 2-11).

Auch hat sich der Gehalt an Fe- und NE-Metallen im Abfallinput in den letzten 30 Jahren verändert. Abbildung 2-12 zeigt diese Entwicklung von 1978 bis 2015. Grundlage für diese Erhebung waren 29 Restabfallanalysen aus ganz Deutschland. Die Metallgehalte unterlagen in den vergangenen Jahren einem signifikanten Abwärtstrend. Anfänglich lagen sie im Jahr 1978 bei ca. 5 Ma.-% und sind bis zum Jahr 2013 auf ca. 2 Ma.-% zurückgegangen. Gründe hierfür sind, wie oben schon erwähnt, die Veränderung der gesetzlichen Rahmenbedingungen sowie sozioökonomische Faktoren und die stetige Verbesserung der Sammelsysteme in Deutschland.

Metallen aus der HMV-Schlacke nicht ausgeschleust werden und somit entweder deponiert oder in diversen Bauvorhaben eingebracht werden. Betrachtet man die zeitliche Entwicklung der Aufbereitung der HMV-Schlacke so wird deutlich, dass gerade in älteren HMV-Schlacken auf Grund der höheren Konzentrationen an Metallen im Abfallinput (*Abbildung 2-12*) und der sich in Entwicklung befindlichen Rückgewinnung von NE-Metallen ein enormes Potenzial vermutet werden kann.

Heutzutage werden lediglich 10 % der HMV-Schlacke deponiert (*Kapitel 2.5.1 Abbildung 2-8*). Hierbei handelt es sich vornehmlich um die nicht weiter aufbereitete und nicht stofflich verwertbare Feinfraktion der HMV-Schlacke. In Deutschland wurde schon frühzeitig angestrebt, die HMV-Schlacke aufzubereiten und anschließend den mineralischen Rest in diversen Bauvorhaben einzusetzen. Somit kann man davon ausgehen, dass nur wenige Massen in bestehenden Deponien eingelagert wurden. Auch existieren aufgrund der Deponierung der HMV-Schlacke zusammen mit Hausmüll nur wenige Monoablagerungsbereiche auf Deponien. Ungeachtet dessen kann trotzdem davon ausgegangen werden, dass durch die teilweise Deponierung von HMV-Schlacken eine erhebliche Menge an z.B. Kupfer auf Deponien verloren gegangen ist und dem Wirtschaftskreislauf nicht zugeführt werden konnte (*Kapitel 1.1*).

3 Material und Methoden

3.1 MVA-Schlackedeponie Offenbach

Die im Weiteren aufgeführten allgemeinen Angaben zur MVA-Schlackedeponie Offenbach, zur technischen Ausstattung der Deponie sowie Ergebnisse von Untersuchungen am Deponiekörper sind dem Bericht aus dem Jahr 2014 zur Eigenüberwachung der Deponie sowie dem Bericht zur Untersuchung von kausalen Zusammenhängen zwischen Stoffumwandlungsvorgängen und Temperaturverhältnissen der Deponie aus dem Jahr 1995 entnommen (*r.m.n., 2014; Kieser et. al., 1995*).

Die MVA-Schlackedeponie Offenbach befindet sich zwischen Gravenbruch und Heusenstamm an der Landstraße L3001, unmittelbar südlich der Autobahn A3. Wie in der *Abbildung 3-1* ersichtlich, liegt die Deponie gegenüber der MVA-Anlage Offenbach. Der Betrieb der Deponie erfolgt durch die Main-Taunus-Recycling GmbH, Flörsheim-Wicker. Auf der Deponie wurden von 1970 bis 1990 ausschließlich Verbrennungsrückstände des MHKW Offenbach abgelagert. Die Deponie erstreckt sich in West - Ost Richtung über 450 m und in Nord - Süd Richtung über rund 250 m und überragt die Umgebung (123 bis 125 m NN) mit rund 30 m.

Die Deponie unterteilt sich in einen alten und neuen Bereich. Der alte, nicht basisabgedichtete Bereich, umfasst eine Fläche von 5,8 ha und war von 1970 bis 1985 in Betrieb. Dieser Bereich nahm rund 890.000 Mg Verbrennungsrückstände auf, darunter auch Schrott, Filterstäube und Kesselasche. Nach der Inbetriebnahme des neuen, ca. 1,8 ha großen Ablagerungsbereiches mit einer Kombinationsbasisabdichtung (gemäß dem damaligen Stand der Technik), wurde zunächst durch den schichtenweisen Einbau eine Angleichung der Höhe des Deponiekörpers vorgenommen, bevor anschließend der Deponiekörper bis auf die Endhöhe von ca. 22 m über Gelände verfüllt wurde (170.000 Mg Schlacke). Hierbei wurde die Schlacke beim Einbau in Schichten gegen die Böschung des alten Deponiekörpers geschüttet. Eine Zwischenabdichtung zwischen den beiden Deponiekörpern ist nicht vorhanden. Bis zum Jahr 2009 fand eine vollständige Entprofilierung und Rekultivierung der Deponiefläche statt. Während der Altkörper nur durch eine ca. 0,5 bis 0,8 m starke Mutterbodenschicht abgedeckt wurde, erfolgte die Oberflächenabdeckung im Neubereich durch eine 0,5 m mächtige Tonschicht sowie eine darauf liegende ca. 2 m starke Rekultivierungsschicht (*r.m.n., 2014*).



Abbildung 3-1: Luftaufnahme MVA-Schlackedeponie Offenbach mit Müllheizkraftwerk (*r.m.n., 2014*)

Die *Tabelle 3-1* und *Abbildung 3-1* sowie die *Abbildung 3-3* zeigen den schichtenweisen Belegungsplan des Deponiekörpers mit der jeweiligen zeitlichen Abgrenzung und abgelagerten Massen.

Tabelle 3-1: Zusammensetzung der abgelagerten Verbrennungsrückstände (Kieser et al., 1995)

	Ablagerungszeitraum	Material	Abgelagerte Masse [Mg]
Keine Basisabdichtung	1970 - 1972	Schlacke, Schrott, Filterstäube	ca. 890.000
	1973 - 1976	Schlacke, weniger Schrott, Filterstäube	
	1977 - 1980	Schlacke mit Filterstäuben	
	1981 - 1983	Schlacke mit Filterstäuben	
	1983 - 1985	Schlacke mit Filterstäuben	
Mit Basisabdichtung	1985 - 1990	Schlacke	ca. 170.000
Gesamte abgelagerte Masse			ca. 1.060.000

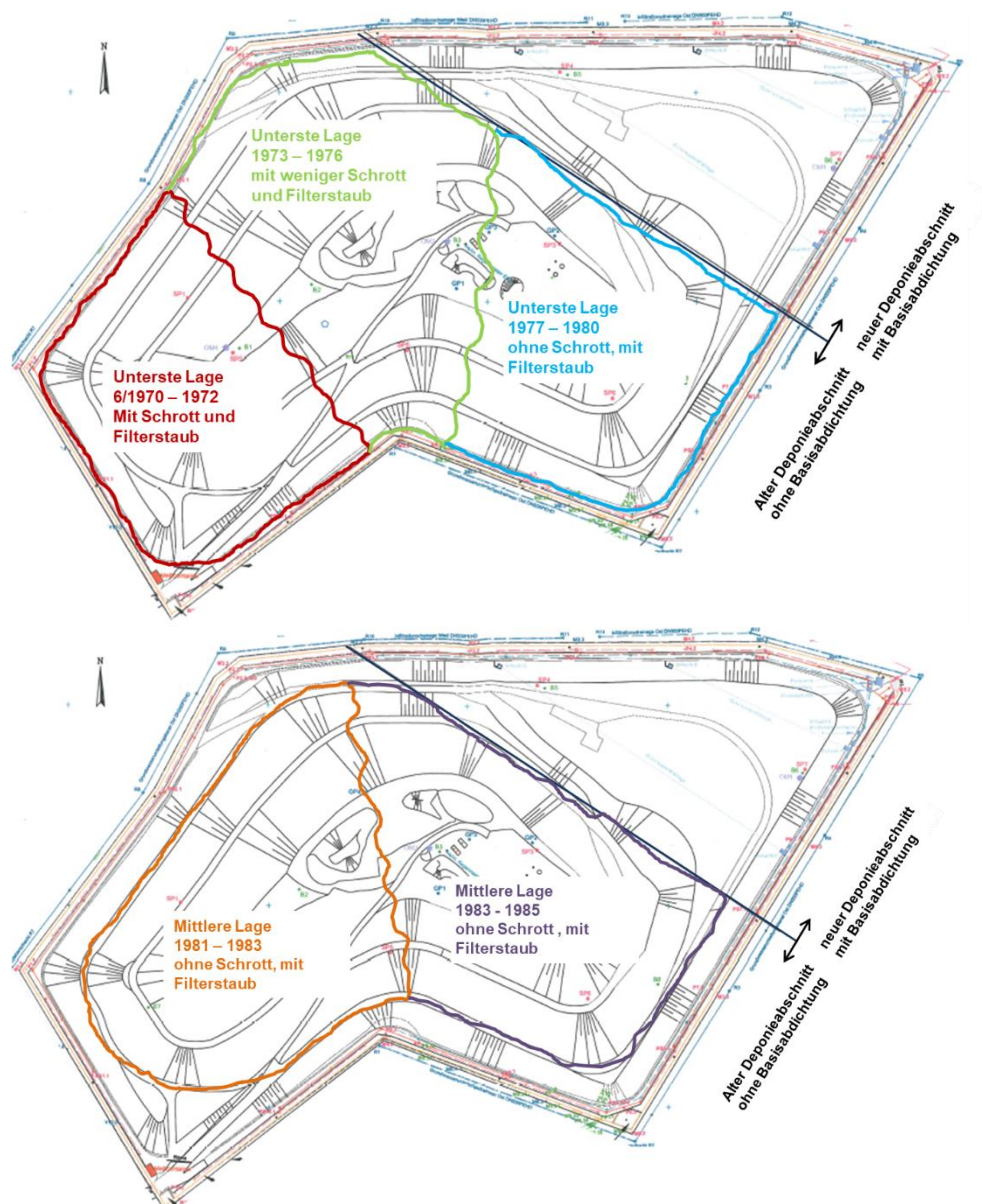


Abbildung 3-2: Belegungsplan der MVA-Schlackedeponie Offenbach (Eigenbetrieb Abfallwirtschaft und Abfallsorgung, 1994)

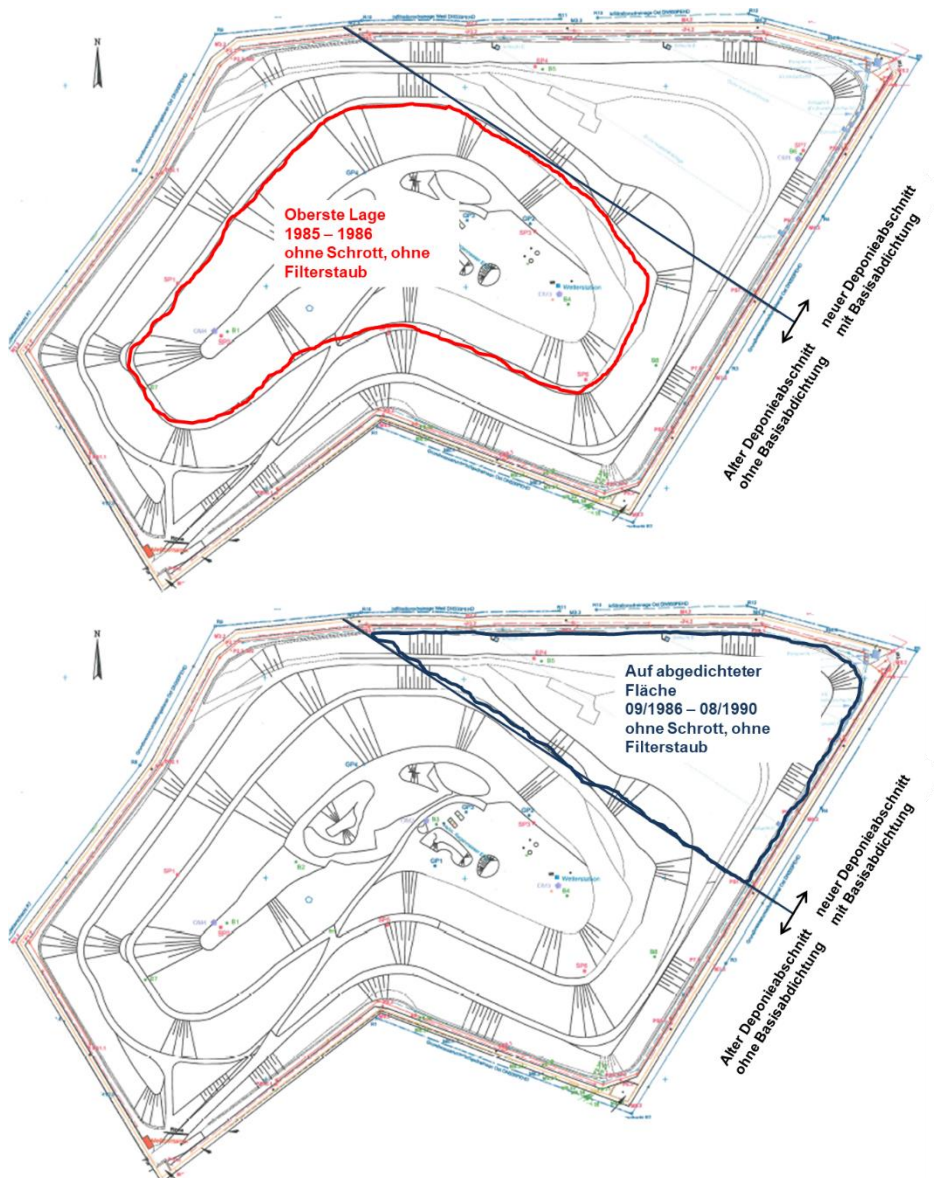


Abbildung 3-3: Belegungsplan der MVA-Schlackedeponie Offenbach (Eigenbetrieb Abfallwirtschaft und Abfallentsorgung, 1994)

Da man eine Grundwasserbeeinflussung im Bereich des Altkörpers durch Auswaschungsprozesse nicht ausschließen konnte, wurde im Zeitraum von 1982 bis 1996 das Oberflächen-, Teile des Sicker- und Grundwassers mittels einer offenen Ringdrainage, welche den gesamten Ablagerungsbereich umschloss, gefasst. Seit 1997 wird die gesamte Deponie durch eine mindestens 0,6 m dicke wasserundurchlässige Dichtwand (Zweiphasen-Dichtwand), die in den im Untergrund vorhandenen Grundwasserstauer eingebunden ist, umschlossen. Durch Abpumpen des Grundwassers aus dem umschlossenen Bereich erfolgt eine Wasserbewegung in den Bereich der Deponie, so dass eine Verlagerung von Stoffen durch die Dichtwand weiter reduziert wird. Der neue Bereich mit Basisabdichtung verfügt über ein eigenes Sickerwassererfassungssystem, welches aus zwei an der Basisdichtung verlegten Drainagestäben und einer entsprechenden Ableitung besteht (r.m.n, 2014).

Vorangegangene Untersuchungen

In der seit Anfang 1970 verfüllten Schlackedeponie Offenbach sind bereits 1989 mittels Deponiegassonden erhöhte Temperaturen ermittelt worden, deren Ursache seinerzeit nicht erklärt werden konnte. Aus diesem Grund wurde 1995 ein umfangreiches Untersuchungsprogramm am Deponiekörper durchgeführt, um die Ursache der Wärmeentwicklung zu ergründen (Kieser et al., 1995).

Neben dem Niederbringen von 8 Kernbohrungen (KB1 bis KB7) (*Abbildung 3-4*) wurden folgende Analysen an den gewonnenen Schlackeproben durchgeführt:

- Wassergehaltbestimmung,
- Bestimmung pH-Wert,
- Bestimmung Ca und Al im Eluat,
- Bestimmung der Schwermetalle,
- chemische Analysen mit Vollaufschluss,
- chemische Analysen mit HCl-Aufschluss.

Die Ergebnisse der Feststoff- und Eluatanalysen sind in *Tabelle 3-2* aufgezeigt. Die Ergebnisse bezüglich des Temperaturhaushalts, des Wasserhaushalts, des pH-Werts sowie die Ergebnisse der Ca-Messungen im Eluat werden im *Kapitel 4.1* sowie *4.2.3* und *4.2.4* den Analysen des Untersuchungsprogramms aus dem Jahr 2015 gegenübergestellt. Die Schlussfolgerung des Gutachtens aus dem Jahr 1995 ist, dass in der Deponie exotherme Reaktionen in der Feststoff-Fluid-Phase ablaufen, deren Intensität über die nächsten Jahrzehnte nur unwesentlich zurückgehen werden, was auch die bisher durch die Eigenüberwachung durchgeführten Temperaturmessungen ergaben (*r.m.n., 2014*). Bei den ablaufenden exothermen Reaktionen handelt es sich vor allem um die in *Kapitel 2.2.5* beschriebenen Reaktionen wie:

- Oxidation von Metallen (vorrangig Eisen, Aluminium aber auch Kupfer, Zink, Blei u.a.),
- Hydrat-, Hydroxidbildung (H_2O^+ -Aufnahme aus dem Deponiewasser),
- Karbonatisierung des gelösten $\text{Ca}(\text{OH})_2$ und Bildung von CaCO_3 mit einhergehender Absenkung des pH-Wertes.

Des Weiteren wurde abgeschätzt, dass aufgrund der langsam zurückgehenden Reaktivität im Feststoff-Fluid-System mit einem durchschnittlichen jährlichen Temperaturabfall von ca. 1°C zu rechnen ist (*Kieser et al., 1995*).

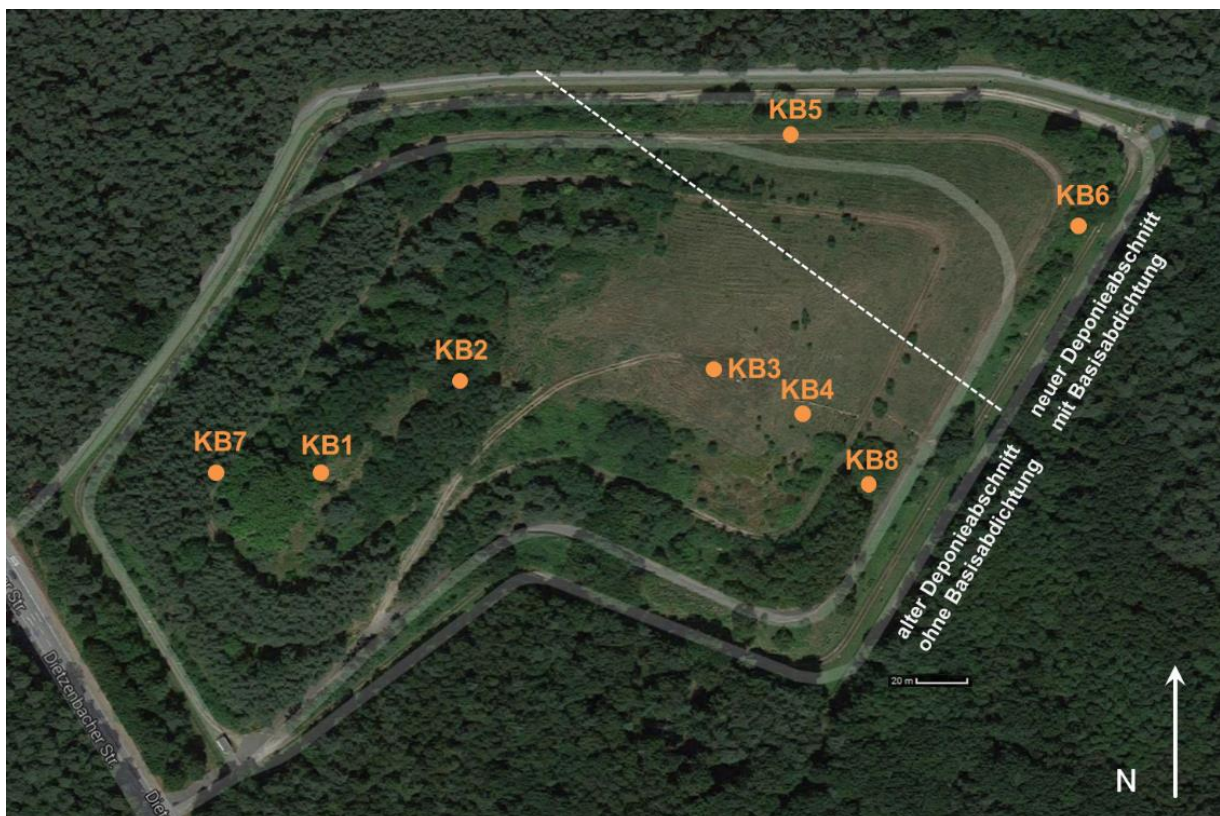


Abbildung 3-4: Lage der Bohrpunkte für das Untersuchungsprogramm aus dem Jahr 1995 (*Kieser et al., 1995*)

Tabelle 3-2: Feststoff- und Eluatanalysen ausgewählter Bohrungen verschiedenster Höhen des Untersuchungsprogramm aus dem Jahr 1995 (Kieser et. al., 1995)

Bohrkern		KB2	KB4	KB4	KB5	KB7
Erkundungstiefe	[m u. GOK]	17 - 22	4 - 6	16 - 18	0,5 – 3,5	1,5 – 7,5
Organischer Anteil des Trockenrückstandes der Originalsubstanz						
GV	Ma.-%	1,4	3,5	5,6	4,1	3,6
TOC	Ma.-%	1,7	1,5	1,2	1,1	1,0
Feststoffkriterien						
Antimon	mg/kg TS					
Arsen	mg/kg TS	52	19	37	8	28
Blei	mg/kg TS	3.400	3.600	3.360	1.840	3.660
Cadmium	mg/kg TS	32	60	39	2,2	54
Chrom, gesamt	mg/kg TS	750	184	140	129	168
Kupfer	mg/kg TS	4.650	2.500	3.160	2.050	3.130
Nickel	mg/kg TS	2.040	211	190	132	154
Quecksilber	mg/kg TS	2,9	3,6	1,9	1,0	2,4
Zink	mg/kg TS	6.040	8.400	6.500	3.070	8.300
Eluatkriterien						
pH-Wert	-	9,1	8,1	8,2	8,7	8,1
El. Leitfähigkeit	µS/cm	1.510	1.020	1.440	640	640
Chlorid	mg/l	160	28	199	17	14
Sulfat	mg/l	339	400	352	256	240
DOC	mg/l	8,7	2,5	4,0	3,0	1,9
Antimon	mg/l	0,014	0,013	0,013	0,035	0,005
Arsen	mg/l	0,042	0,005	0,005	0,005	0,005
Blei	mg/l	0,050	0,005	0,005	0,005	0,005
Cadmium	mg/l	0,011	0,0015	0,007	0,0015	0,0015
Chrom, gesamt	mg/l	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
Kupfer	mg/l	0,14	0,005	0,005	0,030	0,005
Nickel	mg/l	0,0015	0,0015	0,0015	0,0015	0,0015
Zink	mg/l	0,13	0,0015	0,0015	0,0015	0,02

Sickerwasser

Eine Abschätzung des Wasserhaushaltes der Deponie zeigt, dass seit dem Jahr 2003 eine stetige Abnahme der aus den Niederschlägen gebildeten Sickerwasservolumens erfolgt (*Abbildung 3-5*). Im Jahr 2014 gelangten ca. 65 % der Niederschläge zum Abfluss, während es vor dem Jahr 2003 bis zu ca. 93 % waren.

In *Tabelle 3-3* sind die Messdaten für die durchgeführten Sickerwasseranalysen aus dem Jahr 2014 auszugsweise dargestellt. Sie zeigen erwartungsgemäß eine erhöhte Salzkonzentration auf. Die gemessenen Sulfatkonzentrationen liegen in einem Wertebereich von 764 bis 1.250 mg/l und die Chloridkonzentrationen in einem Wertebereich von 347 bis 661 mg/l. Nach *Hjelmar (1996)* liegen Sie deutlich unter gemessenen Konzentrationen von Sulfat und Chlorid im Sickerwasser von einer einjährigen und 18-jährigen MVA-Schlackedeponie. Im Sickerwasser der einjährigen MVA-Schlackedeponie betrugen die Chloridkonzentrationen ca. 9.300 mg/l und in der 18-jährigen ca. 3.300 mg/l. Für Sulfat wurden Konzentrationen von ca. 1.035 mg/l (einjährige) und ca. 2.036 mg/l (18-jährige) gemessen. Ebenso um ein Vielfaches höher liegt die Konzentration an Calcium im Sickerwasser der einjährigen Deponie (ca. 670 mg/l).

Die Abwasserverordnung (*AbwV, 2017*) gibt keinen Grenzwert für die Salzkonzentration an, dennoch sind die gemessenen Werte als kritisch in Bezug auf ein mögliches Eindringen des Sickerwassers in eine grundwasserführende Bodenschicht zu bewerten. Die Belastung mit organischen Inhaltsstoffen ist vergleichsweise gering. Der Summenparameter für die adsorbierbaren organischen Halogenverbindungen im Wasser (AOX) liegt bei durchschnittlich 0,03 mg/l und somit deutlich unter dem angegebenen Grenzwert von 0,5 mg/l. Ebenfalls deutlich unter den Grenzwert von 200 mg/l liegen die Werte des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) mit durchschnittlich 42 mg/l. Die gemessenen Werte für die Schwermetallbelastung im Sickerwasser liegen jeweils an bzw. unterhalb der jeweiligen Nachweisgrenze und somit ebenfalls deutlich unterhalb der vorgegebenen Grenzwerte. Sie sind demnach als nicht kritisch zu bewerten und weisen auf eine sehr geringe Mobilisierung der enthaltenen Schwermetalle hin.

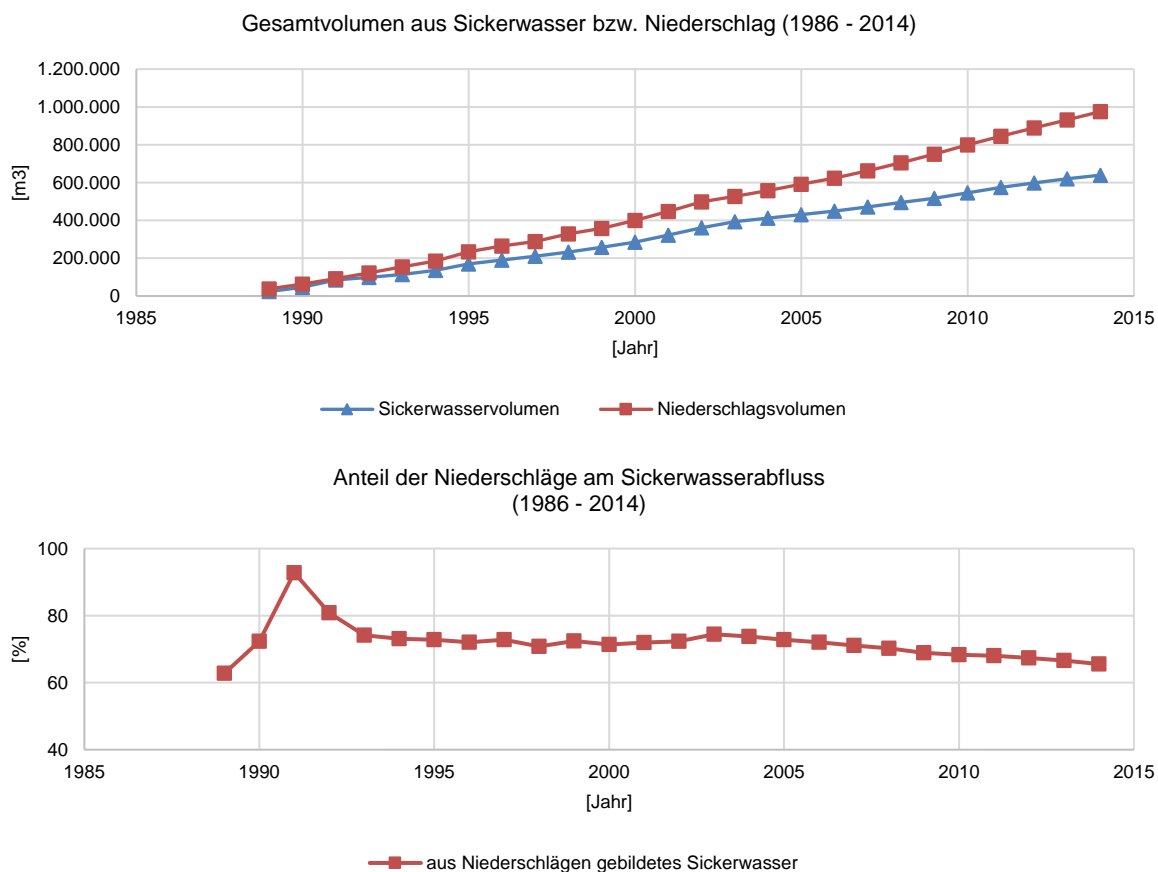


Abbildung 3-5: Wasserhaushalt der Deponie (r.m.n, 2014)

Tabelle 3-3: Mittlere Sickerwasserkonzentrationen in 2014 (r.m.n, 2014)

Parameter	Einheit	Wertebereich (MIN - MAX)	MW	Grenzwerte
				AbwV Anhang 51 (gekürzt und ergänzt)
				Qualifizierte Probe der 2-Stunden Mischprobe
pH-Wert	-	6,96 - 7,27	7,06	
El. Leitfähigkeit	mS/m	273 - 441	349	
AOX	mg/l	0,03	0,03	0,5
CSB	mg/l	30 - 54	42	200
Ammonium-N	mg/l	0,44 - 1,2	0,96	
Nitrat-N	mg/l	1,4 - 5	3,0	
Phosphor gesamt	mg/l	<0,08 - 0,13	0,105	3
Chlorid	mg/l	347 - 661	486	
Sulfat	mg/l	764 - 1250	933	
Calcium	mg/l	110 - 140	125	
Zink	mg/l	0,03 - 0,06	0,04	2
Eisen	mg/l	9,2 - 19	14	
Aluminium	mg/l	0,3 - 1,1	0,7	
Chrom	mg/l	< 0,01	0,01	0,5
Nickel	mg/l	0,01 - < 0,01	0,01	1
Kupfer	mg/l	0,01 - < 0,01	0,01	0,5
Cadmium	mg/l	< 0,002	0,002	0,1
Quecksilber	mg/l	< 0,0002	0,0002	0,05
Blei	mg/l	0,01 - < 0,01	0,01	0,5
Arsen	mg/l	< 0,01	0,01	0,1

Grundwasser

Die Grundwassermessungen an insgesamt 13 Grundwassermessstellen im Umfeld der Deponie zeigen eine partielle Beeinflussung durch Sickerwasserinhaltsstoffe (*Tabelle 3-4*). Vor allem für Chlorid und Sulfat wurden vereinzelt (nördlicher Deponierand) sehr hohe Werte gemessen. Die maximale Konzentration für Chlorid liegt bei 473 mg/l und für Sulfat bei 376 mg/l. Beide Konzentrationen liegen deutlich über dem Grenzwert von 250 mg/l nach GrwV. Demgegenüber liegt eine geringe, aber nicht unbedeutende, Belastung mit organischen Stoffen vor. Somit ist eine Beeinflussung des Grundwassers durch die MVA-Schlackedeponie partiell nachweisbar. Trotz einer geringen Tendenz der Konzentrationsabnahme der Salzbelastung (Chloride, Sulfate) des Grundwassers über die vergangenen Jahre ist keine grundlegende Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit im Vergleich zu den Vorjahren zu beobachten.

Tabelle 3-4: Mittlere Grundwasserkonzentration in 2014 (r.m.n, 2014)

Parameter	Einheit	Messstellen im Anstrombereich der Deponie		Messstellen im Abstrombereich der Deponie		Grenzwerte
		Wertebereich (MIN - MAX)	MW	Wertebereich (MIN - MAX)	MW	GrwV Anlage 2
pH-Wert	-	4,29 - 6,32	5,55	4,91 - 7,27	6,02	
El. Leitfähigkeit	mS/m	15,01 - 27,4	21,68	17,01 - 223	117,86	
AOX	mg/l	<0,01 - 0,08	0,03	<0,04 - 0,09	0,04	
CSB	mg/l	15 - 86	36	27 - 47	36	
Ammonium-N	mg/l	<0,03 - 0,17	0,10	0,03 - 0,49	0,19	
Nitrat-N	mg/l	<0,1 - 0,2	0,1	<0,1 - 2,87	0,59	
Phosphor gesamt	mg/l	<0,05 - 0,23	0,10	<0,05 - 0,17	0,06	
Chlorid	mg/l	7,1 - 26	17,2	17 - 473	203,91	250
Sulfat	mg/l	43 - 65	53	28 - 376	173	250
Calcium	mg/l	10 - 22,8	16	9 - 155	88,23	
Zink	mg/l	0,005 - 0,13	0,055	<0,005 - 0,11	0,036	
Eisen	mg/l	0,45 - 11	4,41	0,03 - 75	19,31	
Aluminium	mg/l	0,008 - 4,9	1,162	<0,001 - 0,002	0,001	
Chrom	mg/l	<0,001 - 0,004	0,002	<0,001 - 0,035	0,020	
Nickel	mg/l	0,002 - 0,01	0,011	<0,001 - 0,008	0,004	
Kupfer	mg/l	<0,001 - 0,006	0,003	<0,0002 - 0,0024	0,0006	
Cadmium	mg/l	<0,0002 - 0,0006	0,0003	<0,0001	0,0001	0,0005
Quecksilber	mg/l	<0,0001	0,0001	<0,001	0,001	0,0002
Blei	mg/l	<0,001 - 0,005	0,002	<0,001 - 0,21	0,025	0,01
Arsen	mg/l	<0,001 - 0,026	0,009	<0,005 - 0,65	0,200	0,01

3.2 Aufschlussbohrungen zur Erkundung des Deponiekörpers

In Ergänzung zur Historischen Erkundung (*Kapitel 3.1*), wurden mehrere Bohrungen in den Deponiekörper niedergebracht und Proben durch die TU Braunschweig entnommen. Hauptaugenmerke bei den Bohrungen waren:

- Messung der Gaszusammensetzung im Deponiekörper,
- Messung der Temperatur im Deponiekörper,
- Emissionsmessungen (Gas und Staub) während der Bohrarbeiten,
- Gewinnung von Feststoffproben.

Im Zeitraum vom 08.06.2015 bis 18.06.2015 wurden fünf Kernbohrungen (BK01 bis BK05) realisiert. Die Auswahl der Bohransatzpunkte wurde hauptsächlich unter dem Aspekt des Alters der eingebauten Abfälle gewählt, aber aus Gründen des Naturschutzes bezüglich des Biotops auf der Deponie, konnten keine weiteren Bohrungen im Böschungsbereich der Deponie niedergebracht werden. Daher liegen die Bohrungen nur im Bereich der weitgehend horizontalen Kuppe des Deponiekörpers und somit in einem relativ engen Bereich und nicht in dem Ablagerungsbereich nach 1985 (*Abbildung 3-6*).



Abbildung 3-6: Lage der Bohrpunkte auf der horizontalen Kuppe der Schlackedeponie Offenbach

Die einzelnen Kernbohrungen – niedergebracht als Rammkernbohrungen im Trockenbohr-Verfahren mit einem Bohrkerndurchmesser von 200 mm – wurden in eine Tiefe von 18 bis 20 m abgeteuft (Abbildung 3-6).



Abbildung 3-7: Durchführung der Rammkernbohrung auf der MVA-Schlackedeponie Offenbach im Jahr 2015

Somit war sichergestellt, dass auch die ältesten Ablagerungsschichten erbohrt wurden (Tabelle 3-5). In Im Anhang in der Anlage 4 sowie Anlage 5 ist beispielhaft die Fotodokumentation des Bohrkerns BK01 aufgezeigt. Die gewonnenen Bohrkern wurden dem Bohrfortschritt entsprechend in Bohrkernkisten als Profil abgelagert. Unmittelbar nach dem Erbohren eines Bohrmeters wurde das Material beschrieben und Proben gemäß LAGA PN 98 zur Analytik entnommen. Es wurden Proben aus einzelnen Schichten bzw. Mischproben aus mehreren Bohrmetern entnommen (Tabelle 3-6).

Tabelle 3-5: Geländehöhen und Erkundungstiefen der Bohrkerne BK01 – BK05 (bfm-wi, 2015)

Bohrung	Geländehöhe [m NN]	Erkundungstiefe [m]	Maximale Erkundungstiefe [m NN]
BK01	150,46	18,0	132,46
BK02	149,99	20,0	129,99
BK03	149,49	18,0	131,49
BK04	149,99	18,0	131,99
BK05	150,28	20,0	130,28

Tabelle 3-6: Bohrprogramm BK01 – BK05 mit Höhenangabe der gewonnenen Proben

Bohrung	Probennummer	Datum	Tiefe [m u. GOK]	Mittlere Höhe [m NN]
BK01	1	09.06.2015	4,20 - 4,70	146,01
	2	09.06.2015	4,70 - 5,30	145,46
	3	09.06.2015	7,70 - 10,00	141,61
	4	09.06.2015	11,00 - 12,00	138,96
	5	10.06.2015	12,30 - 14,00	137,31
	6	10.06.2015	17,00 - 18,00	132,96
BK02	7	10.06.2015	7,00 - 9,30	141,84
	8	11.06.2015	9,50 - 12,00	139,24
	9	11.06.2015	12,30 - 15,00	136,34
	10	11.06.2015	15,00 - 17,00	133,99
	11	11.06.2015	18,00 - 20,00	130,99
BK03	12	15.06.2015	4,00 - 7,50	144,24
	13	15.06.2015	8,00 - 10,50	140,74
	14	15.06.2015	11,50 - 13,30	137,59
	15	15.06.2015	13,30 - 15,00	135,84
	16	15.06.2015	15,00 - 18,00	133,49
BK04	17	16.06.2015	3,50 - 6,00	145,24
	18	16.06.2015	6,00 - 8,50	142,74
	19	16.06.2015	9,00 - 12,00	139,49
	20	16.06.2015	13,00 - 16,00	135,49
	21	16.06.2015	16,00 - 18,00	132,99
BK05	22	17.06.2015	3,40 - 5,20	145,98
	23	17.06.2015	5,20 - 7,30	144,03
	24	17.06.2015	7,50 - 10,00	141,53
	25	17.06.2015	11,30 - 13,30	137,98
	26	17.06.2015	17,00 - 20,00	131,78

Für die spätere Interpretation und Analyse der Ergebnisse werden die Ergebnisse des Untersuchungsprogramms aus dem Jahr 1995 (KB1 bis KB7) herangezogen. Hierfür werden die in *Abbildung 3-8* dargestellten Bohrkerne aus dem Jahr 2015 mit Bohrkerne des Jahres 1995 verglichen. Aus dem Bericht des Jahres 1995 gehen keine Höhenangaben der Bohrungen hervor. Somit werden Höhen der zu vergleichenden Bohrungen des Jahres 1995 denen des Jahres 2015 gleichgesetzt.

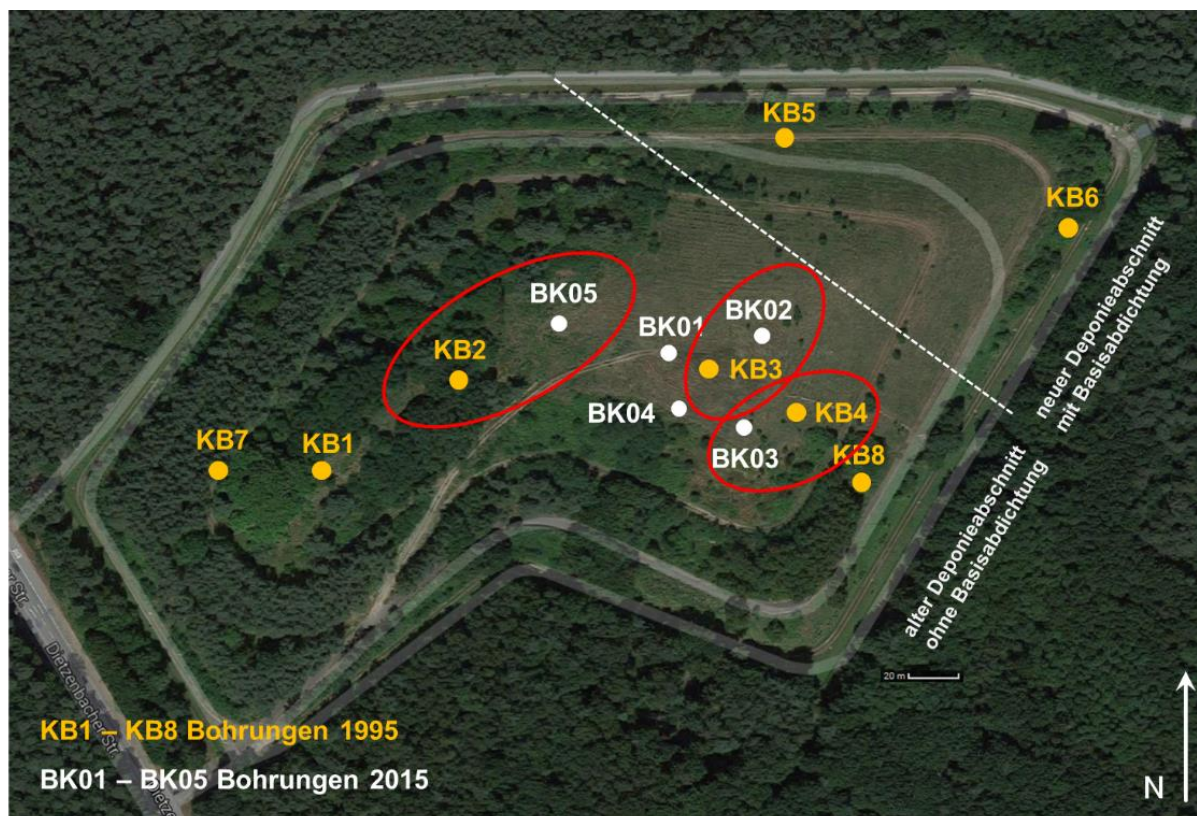


Abbildung 3-8: Lage der vergleichbaren Bohrungen 2015 und 1995

3.3 Vor-Ort-Untersuchungen des Deponiekörpers

In den einzelnen Bohrlöchern wurde die Temperatur sowie Deponiegase (O_2 , CO_2 , CH_4 und H_2S) in verschiedenen Tiefen unmittelbar nach dem Niederbringen des Bohrschusses gemessen. Neben den Gasmessungen in den Bohrlöchern wurden online-Messungen der Staubkonzentrationen (PM_{10} , $PM_{2,5}$ und PM_{10}) sowie Asbestfasermessungen im Nahbereich der Bohrungen durchgeführt (Tabelle 3-7).

Tabelle 3-7: Vor Ort Untersuchungsprogramm im Bohrloch und im Nahbereich der Bohrkern (CDM Smith, 2015)

Luftuntersuchungen	Messgerät / Analysemethode
Temperatur	kabelgeführten Kombinationssonde
O_2 , CO_2 , CH_4 , H_2S	Gasanalysator Screenalyt der Fa. HONOLD Umweltmesstechnik
PM_{10} , $PM_{2,5}$, PM_{10}	Laser-Aerosolspektrometer (Model 1.108) der Fa. Grimm
PM_{10}	Laserphotometer DUSTTRAK der Fa. TSI
Asbestfaser	Nach VDI 3492 mittels Rasterelektronenmikroskopie und energiedispersive Röntgenanalyse (REM/EDX)

3.4 Mess- und Analysemethoden

3.4.1 Probenahme- und Lagerung

Die Entnahme der einzelnen Proben aus den Bohrkernen erfolgte in Anlehnung an die „Richtlinien für das Vorgehen bei physikalischen, chemischen und biologischen Untersuchungen im Zusammenhang mit der Verwertung/Beseitigung von Abfällen“ (LAGA PN 98, 2004). Die Proben wurden direkt nach der Ablagerung in den Bohrkernkisten entnommen. Die entnommenen Proben wurden gekennzeichnet, verschlossen und bis zur Analytik bei Raumtemperatur gelagert.

3.4.2 Erstansprache vor Ort der MVA-Schlacke

Um Unterschiede bei der Korngröße, dem Gefüge (körnig oder Konglomerate) und der Färbung in Bezug auf das Ablagerungsalter oder Metallverwitterungen zu erfassen, wurde eine Erstansprache der

MVA-Schlacke unmittelbar nach dem Niederbringen eines Bohrabschnittes (1 m) gemäß *DIN 4022 (1981)* und *DIN EN ISO 14688-1 (2013)* durchgeführt.

3.4.3 Sieb- und Sortieranalysen

Um die die Materialstückgrößenverteilung, sowie die Höhe des Anteils an Feinmaterial und eine mögliche Abhängigkeit vom Alter der MVA-Schlacke bezüglich der Materialstückgrößenverteilung zu bestimmen, wurden Siebanalysen durchgeführt. Diese erfolgten in Anlehnung an die *DIN EN ISO 17892-4 (2017)* am Frischmaterial mittels Trocken- und Nasssiebung. Die Siebanalysen erfolgten mittels Siebturm mit 14 Siebschnitten im Bereich von 0,02 mm bis 31,5 mm.

Zur Bestimmung der Zusammensetzung der MVA-Schlacke wurden die erzeugten Siebschnitte (4,0 mm bis 31,5 mm) der Bohrkerne BK02 und BK03 einer optischen Sortieranalyse unterzogen. Folgende Stoffgruppen wurden sortiert:

- Schlacke, Asche und Schmelzprodukte,
- Glas und Keramik,
- Metalle,
- unverbrannte Bestandteile (z.B. Kunststoffe, Papier, Textilien),
- Sonstiges.

3.4.4 Standardisierte Analysemethoden nach DIN

Standardisierte Analysen im Feststoff und im Eluat wurden durchgeführt, um die enthaltenen Konzentrationen an Metallen sowie Schwermetallen und die Verunreinigung mit Salzen sowie organischen Bestandteilen nach Ablagerungsalter und Materialstückgrößenverteilung zu ermitteln. Ebenso kann dadurch die Qualität hinsichtlich einer Rückgewinnung beurteilt werden. Des Weiteren konnte hiermit eine mögliche Reaktivität der MVA-Schlacke ermittelt werden. Die untersuchten Feststoffparameter sowie die zugehörigen Bestimmungsmethoden sind in *Tabelle 3-8* zusammengefasst. Neben den Feststoffanalysen wurden auch Eluatuntersuchungen (*Tabelle 3-9*) durchgeführt. Die Herstellung des Eluates erfolgte in Anlehnung an die *DIN EN 12457-4 (2003)*. Auf eine Partikelgrößenreduzierung von < 10 mm bzw. das Aussortieren nicht zerkleinerbarer Stoffe, gemäß *DIN 12457-4 (2003)*, wurde aus Gründen der Vereinfachung und zur besseren Vergleichbarkeit verzichtet.

Tabelle 3-8: Analysen für Feststoffparameter

Parameter	Einheit	Methode
Wassergehalt	Ma.-%	DIN EN 14346
Trockensubstanz	Ma.-%	DIN EN 14346
Glühverlust	Ma.-% TS	DIN EN 15169
TOC	Ma.-% TS	DIN EN 13137
Temperatur	°C	-
Calciumcarbonat	Ma.-% TS	DIN 18129
Aufschluss	-	DIN EN 16174
Aluminium	mg/kg TS	Küvetten-Test LCK301; Hach Lange
Calcium	mg/kg TS	Flammenphotometrische Analyse
Blei	mg/kg TS	Flammen-Atomabsorptionsspektrometrie
Cadmium	mg/kg TS	
Eisen	mg/kg TS	
Kupfer	mg/kg TS	
Mangan	mg/kg TS	
Nickel	mg/kg TS	
Zink	mg/kg TS	

Tabelle 3-9: Analysen für Eluatparameter

Parameter	Einheit	Methode
Eluat	-	DIN EN 12457-4
pH-Wert	-	DIN EN ISO 10523
Elektrische Leitfähigkeit	$\mu\text{S}/\text{cm}$	DIN EN 27888
Redoxpotenzial	mV	DIN 38404-4
Temperatur	$^{\circ}\text{C}$	DIN 38404-4
DOC	mg/l	Küvetten-Test LCK 386; Hach Lange
Sulfat	mg/l	Küvetten-Test LCK 153, LCK 353; Hach Lange
Chlorid	mg/l	Küvetten-Test LCK 311; Hach Lange
Calcium	mg/l	Flammenphotometrische Analyse
Blei	mg/l	Flammen-Atomabsorptionsspektrometrie
Cadmium	mg/l	
Eisen	mg/l	
Kupfer	mg/l	
Mangan	mg/l	
Nickel	mg/l	
Zink	mg/l	

3.4.5 Begleit- und Störstoffanalysen

Ausgewählte Proben der fünf Bohrkerne wurden zur Analyse der mineralischen Zusammensetzung, der umweltrelevanten sowie bautechnischen Anforderungen, der Belastung auf Asbest und auf PCDD/PCDF sowie auf PCB untersucht. Des Weiteren wurde eine mögliche Wiederablagerung verschiedener Fraktionen der MVA-Schlacke ermittelt. Für die Aufstellung der nachhaltigen Rückbauszenarien und Auswahl der Siebschnitte für eine maximale Wertstoffausbringung wurde mittels Handmagnet die MVA-Schlacke in die magnetische und nicht-magnetische Fraktion aufgeteilt und auf Metalle untersucht. Abschließend wurden tiefenorientierte Analysen der 5 Bohrkerne bezüglich der Phosphatkonzentrationen und Analysen zur Bestimmung auf Metalle der seltenen Erden durchgeführt.

Mineralische Zusammensetzung

Um die mineralische Zusammensetzung der MVA-Schlacke zu analysieren wurden von unterschiedlichen Proben aller 5 Bohrkerne Röntgenfluoreszenz-Analysen nach *DIN 51001 (2003)*, *DIN 51418-1 (2015)* und *DIN 51418-2 (2015)* durchgeführt.

Umweltrelevante Anforderungen

Um eine mögliche umweltschädigende Beeinflussung der MVA-Schlacke bei dem Einsatz als Recyclingbaustoff zu analysieren, wurden Untersuchungen bezüglich umweltrelevanter Parameter nach den Vorschriften der LAGA M 20 (MVA-Schlacken) sowie der TL-Gestein-StB 04 für die Grobfraction (> 4 mm) der Mischproben aus allen Ablagerungshöhen von BK01, BK03 und BK04 durchgeführt.

Geotechnische Eignungsuntersuchungen

Hinsichtlich eines Einsatzes der MVA-Schlacke in Straßen- und Erdbaumaßnahmen wird auf Analysen nach *Schlömp (2014)* zurückgegriffen, der geotechnische Untersuchungen an mehrere Jahre gealterter MVA-Schlacke durchgeführt und denen von Kiessanden gegenübergestellt hat.

Wiederablagerung

Die Analyse der MVA-Schlacke bezüglich einer Wiederablagerung erfolgte gemäß den Anforderungen nach Deponieverordnung. Hierfür wurden Mischproben der MVA-Schlacke aus den Bohrungen BK01, BK02, BK03, BK04 und BK05 auf die Siebschnitte < 4 mm und 4 bis 16 mm abgesiebt und nach den Vorgaben der DepV analysiert.

Magnetitbildung der MVA-Schlacke

Für die Aufstellung der nachhaltigen Landfill Mining Szenarien und Ermittlung der optimalen Siebschnitte, wurden die Kornklassen bis 0,2 mm in eine magnetische und nicht-magnetische Fraktion aufgetrennt und anschließend auf zurückgewinnbare Metalle analysiert.

Asbest

Die Untersuchung der MVA-Schlacke auf Asbest, erfolgte an einer Feststoffprobe aus BK04, bei den Asbestfasern mit bloßem Auge erkennbar waren. Die Analyse erfolgte nach *VDI 3866 Blatt 5:2004-10 (2004)*.

Organische Schadstoffe

Zur weiteren Beurteilung der Schadstoffbelastung der abgelagerten MVA-Schlacke erfolgten an 2 Proben unterschiedlicher Ablagerungshöhen des Bohrkerns BK04 Untersuchungen auf PCDD/PCDF und PCB nach *VDI 3499 Blatt 1 :2003-07 (2003)*.

Phosphat

Zur Bestimmung der Phosphatkonzentrationen (Ortho-Phosphat) bezüglich der Ablagerungstiefe der MVA-Schlacke wurden aus unterschiedlichen Ablagerungshöhen der Bohrkerns BK01 bis BK05 Säureaufschlüsse mittels 98%-tiger Schwefelsäure in Anlehnung an *DIN EN 12457-4* hergestellt und anschließend photometrisch mit Küvettentests (LCK349) der Firma Hach-Lange bestimmt.

3.4.6 Erweiterte Analysemethoden

Im Folgenden werden zusätzlich durchgeführte Analysen dargestellt, mit denen die Umweltauswirkungen der MVA-Schlacke, die Qualität der Mineralik hinsichtlich eines Einsatzes als Recyclingbaustoff und das Recyclingpotenzial der MVA-Schlacke hinsichtlich der enthaltenen Metalle analysiert wurden (*Tabelle 3-10*).

Tabelle 3-10: erweiterte Analysemethoden der MVA-Schlacke

Umweltauswirkungen (Veränderung der Alkalinität und Langzeitverhalten)	Qualität der MVA-Schlacke hinsichtlich eines Einsatzes als Recyclingbaustoff	Recyclingpotenzial der MVA-Schlacke hinsichtlich der enthaltenen Metalle
Bestimmung der Säureneutralisationskapazität (SNK)	Säulenversuche nach Mantelverordnung und Vergleich mit verschiedenen Schütteltests	Spezifische erforderliche Säuremenge zur Rücklösung der Metalle
Säulenversuche mit aktiver CO ₂ -Zugabe sowie Langzeitsäulenversuche	Waschversuche mit Hochdruck (Auswaschung der noch enthaltenen Salzfracht)	Komplexierung, Extraktion und Rückfällung unter verschiedenen Randbedingungen

Bestimmung der Säureneutralisationskapazität (SNK)

Um die Pufferkapazität der MVA-Schlacke zu beschreiben, welche sich über die genannten Alterungsprozesse (mikrobieller Abbau, Sulfidoxidation, Kristallneubildungen), sowie durch den Eintrag von saurem Niederschlag (bei gleichzeitiger Auswaschung von Hydroxiden und Carbonaten) über die Ablagerungsdauer verringert, wurde die SNK an verschiedenen Proben ermittelt. Die SNK ist ein wichtiger Parameter, um die Widerstandsfähigkeit der MVA-Schlacke gegenüber pH-Wert-absenkenden Prozessen in der Deponie zu beschreiben. Die andauernde Carbonatisierung und gleichzeitige Auswaschung der carbonatischen Bestandteile senkt den pH-Wert bis in den Pufferbereich der Kohlensäure bei pH 8,6 (Karbonatpuffer). Saurer Regen oder vorliegende mikrobielle Prozesse in der Deponie können den pH-Wert bis auf 4 absenken. Der pH-Wert von 4 hat für ein Worst-Case-Szenario Bedeutung, da der Endpunkt der Versauerungsentwicklung in Böden erreicht ist. Da die MVA-Schlacke einen hohen Anteil an basischen Oxiden und Hydroxiden aufweist, ist eine Elution bei einem konstanten pH-Wert nur unter ständiger Säurezugabe möglich (*Johnson, et. al., 1995*) (*Huber, et. al., 1996*) (*Klinger, 1994*).

Die Bestimmung der SNK ist angelehnt an die *DIN 38409-7 (2005)* und an *LAGA EW 98 (2017)*. Die Messung der SNK erfolgt bei einem pH-Wert von 4 ($\pm 0,3$), da für den Versuch kein automatisches Titriergerät zur Verfügung stand und die Säure per Hand zu titriert werden musste. Um die maximale SNK in einem angemessenen Untersuchungszeitraum zu bestimmen, muss die MVA-Schlacke weitestgehend aufgemahlen werden. Ergebnisse von *Johnson et al. (1995)* zeigen, dass ungemahlene Schlacke gegenüber gemahlener Schlacke innerhalb von 24 h nicht vollständig ausreagiert, da dieser Vorgang dann diffusionsbedingt nur zeitverzögert stattfindet. Es können auch nur SNK untereinander verglichen

werden, die exakt nach der gleichen Arbeitsvorschrift bestimmt wurden. Die Parameter für die Bestimmung der SNK sind in *Tabelle 3-11* aufgelistet. Die Herstellung des Eluates erfolgte mittels Laborrührer bei einem Wasser-Feststoff-Verhältnis (W/F-Verhältnis) von 10/1 sowie einer Einwaage der trockenen MVA-Schlacke von 20 g. Für die Bestimmung der SNK werden die Proben von BK01 nach Ablagerungshöhe zu Mischproben unterschiedlicher Höhen zusammengefasst (*Tabelle 3-12*). Anhand von Vorversuchen zeigte sich, dass der gesamte Titrationsversuch optimalerweise in 3 Etappen aufgeteilt werden kann. Nach dem Einstellen des pH-Wertes von 4 ($\pm 0,3$) durch Zugabe der Säure in Intervallen von 5 min wird nach 3 h der pH-Wert gemessen und erneut auf einen pH-Wert von 4 ($\pm 0,3$) titriert. Dies wird nach weiteren 3 h wiederholt. Abschließend wird die MVA-Schlacke kontinuierlich in Bewegung gehalten, sodass der Gesamtversuch sich über eine Dauer von 24 h erstreckt.

Tabelle 3-11: Untersuchungsprogramm zur Bestimmung der SNK

Parameter	Einheit	SNK _{4,0±0,3}
Versuchsdauer	h	24
Titrationszeit	h	3
Zugabeintervalle	min	5
Säure	-	HCl
Molarität der Säure	mol/l	2
W/F-Verhältnis	l/kg	10/1

Tabelle 3-12: Tiefenbereiche des Bohrkerns BK01 für die Bestimmung der SNK

Bohrkern	Tiefe [m]
BK01	4,20 - 5,30
	7,70 - 12,00
	17,00 - 18,00

Die SNK kann anschließend nach der Gl. 3-1 berechnet werden.

$$SNK_{4,0\pm 0,3} = \frac{c_{HCl} * V_{HCl} * 1000}{m_{TS}} \quad (Gl. 3-1)$$

$SNK_{4,0\pm 0,3}$ = Säureneutralisationskapazität bei einem pH-Wert von 4,0 \pm 0,3 [mmol/kg]

c_{HCl} = Stoffmengenkonzentration der Salzsäure [mol/l]

V_{HCl} = Volumen an Salzsäure, das zutitriert wurde [ml]

m_{TS} = Masse eingewogener Trockensubstanz [g]

Säulenversuche mit CO₂-Zugabe

Die Untersuchung der Auswirkung einer CO₂-Zugabe ist aus mehreren Gesichtspunkten von Interesse. Durch einen stetigen Zutritt von Deponiegas aus älteren Abschnitten der Deponie oder über den Eintritt von CO₂ durch Niederschlagswasser werden alkalische Abfälle in der Deponie in-situ mit CO₂ reagieren und somit den pH-Wert durch das Auswaschen der Carbonate weiter absenken, sodass eine Freisetzung der Schwermetalle aus der Feststoffmatrix verstärkt erfolgen kann. In den oberen Schichten einer untersuchten Schlackedeponie konnten keine bedeutenden CO₂-Konzentrationen gemessen werden, aber mit zunehmender Tiefe nahm die CO₂-Konzentration in einer Tiefe von 8 m auf max. 75 g/m³ stark zu (*Spieser, 2001*). Des Weiteren setzen verschiedene Varianten von Eluattests im Ausland (z.B. Schweizer CO₂-Test) CO₂ bzw. CO₂-haltige Gasgemische ein, um einen konstant niedrigen pH-Wert von 4 zu erreichen und somit ein leicht saures Milieu zu erzeugen (*BAFU, 2013*) (*Knorr et al., 1999*). Der gewählte Versuchsaufbau ist an die Säulenversuche mit Durchströmung nach oben (*DIN 19528, 2009*) angelehnt, um zu gewährleisten, dass sich keine bevorzugten Versickerungskanäle ausbilden und sich somit eine gleichmäßige Belastung mit CO₂-haltigem Wasser ergibt. In einem Vorratsgefäß befindet sich das mit CO₂ angereicherte Wasser, welches alle 24 h ausgetauscht wird. Dabei wurde immer wieder angestrebt, einen relativ konstanten pH-Wert von ca. 4 einzustellen sowie die gleiche Menge an CO₂ (ca. 0,2 Vol.-%) im Wasser zu lösen. Somit lag die Konzentration fast fünfmal höher als sie im Zeitraum des Versuches (0,04 Vol.-%) in der Atmosphäre vorlag. Darüber hinaus muss bei der

Lösung von CO_2 in Wasser zusätzlich das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht berücksichtigt werden, welches die Form der gelösten Ionen in Abhängigkeit vom pH-Wert wiedergibt. In *Abbildung 3-9* sind die Anteile der jeweiligen Kohlensäureform gegenüber des pH-Werts aufgetragen. Wenn CO_2 in Wasser gelöst wird, entsteht Kohlensäure (H_2CO_3), die wichtigste Säure in natürlichen Gewässern. Das eingeleitete CO_2 kann im Wasser in freier oder gebundener Form vorliegen. Als erstes Reaktionsprodukt bei der Lösung von CO_2 in Wasser entsteht Kohlensäure (Gl. 3-2) durch die Reaktion mit den Wassermolekülen.



Durch Dissoziation (Zerfall) entstehen Hydronium-Ionen ($\text{H}_3\text{O}^+ = \text{H}^+$) und Hydrogencarbonationen (HCO_3^-) sowie Carbonationen (CO_3^{2-}) (Gl. 3-3).



Bei der Dissoziation werden zwei Stufen unterschieden.

1. Dissoziationsstufe:



2. Dissoziationsstufe:



Dabei ist zu beachten, dass die einzelnen Kohlensäureformen und deren Auftreten stark vom pH-Wert abhängen. Bei niedrigen pH-Werten (H^+ -Erhöhung) liegt nahezu nur gelöstes CO_2 vor und bei hohen pH-Werten (H^+ -Verringerung) liegt vornehmlich HCO_3^- und CO_3^{2-} vor (*Abbildung 3-9*). Bei freier Kohlensäure treten stark kalklösende Eigenschaften auf und es setzen Metallkorrosionen ein. Sie liegt vornehmlich als CO_2 vor und kann – wie in *Kapitel 2.2.5 Gl. 2-3* dargestellt – CaCO_3 auflösen und in Calciumhydrogencarbonat umwandeln, welches eine hohe Löslichkeit besitzt. In der *Tabelle 3-13* sind die gewählten Rahmenparameter der Säulenversuche dargestellt.

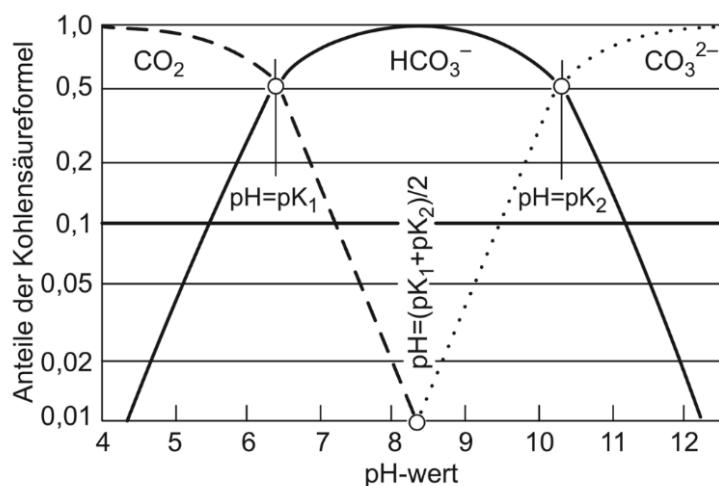


Abbildung 3-9: Anteile der „Kohlensäureform“ CO_2 , HCO_3^- und CO_3^{2-} an der Konzentrationssumme, berechnet für 25 °C (Fritsch et al., 2014)

Tabelle 3-13: Versuchsdaten zu Säulenversuche mit aktiver CO₂-Zugabe

Parameter	Einheit	Säule 1	Säule 2
Durchmesser	cm	10	10
Höhe der eingebauten Schlacke	cm	17	17
Grundfläche	cm ²	78,54	78,54
Volumen	dm ³	1,34	1,34
Feststoff (< 4 mm)	g	1.496,72	1.479,58
Versuchsdauer	d	18	18
Wassermenge	l	26,6	27,2
Niederschlag	l/m ²	3.386,82	3.463,21
Durchfluss q für Versuch	ml/min	1,8	1,8
Simulierte Niederschlagsjahre	a	5,35	5,47

Langzeitsäulenversuche

Risikoabschätzungen von zu deponierendem Material werden vornehmlich über die Bestimmung von Gesamtgehalten und der Abschätzung zur Mobilität aus Elutionsversuchen bzw. Schüttelversuchen vorgenommen (Durner *et al.*, 2004). Um eine genaue Risikoabschätzung vorzunehmen und das Langzeitverhalten der deponierten Schlacke zu überprüfen, wurden Säulenlangzeittests durchgeführt. Auch können durch diese Säulenlangzeittest Umlagerungs- und Anlagerungsprozesse in der MVA-Schlacke über die gesamte Höhe der Bohrung untersucht werden. Aufgrund der Tatsache, dass durch die maximale Erkundungstiefe von 20 m in den Bohrlöchern die Deponiebasis nicht erreicht wurde, kann eine Abschätzung getroffen werden, ob sich z.B. Schwermetalle in den untersten Ablagerungsschichten ansammeln. Die Versuche sind angelehnt an die Versuche im BMBF-Verbundvorhaben Deponiekörper (Standardarbeitsvorschrift SAV 3) nach Heyer *et al.* (1998) sowie den Säulenversuchen nach Durner *et al.* (2004).

Zur Anwendung kommen hierbei Glassäulen. Da die Säulen einen trichterförmigen Auslass besitzen, wurde der untere Bereich mit Glaswolle aufgefüllt und anschließend mit einem Filterpapier abgedeckt. Anschließend wurde die getrocknete MVA-Schlacke aus dem Bohrkern BK04 handverdichtet eingebaut. Dabei wurde darauf geachtet, dass die einzelnen Höhenangaben der Proben auch die Höhen in den Säulen widerspiegeln. Um mögliche Umlagerungs- und Anlagerungseffekte sowie Auswaschungseffekte in den Säulen besser abzubilden, wurde auf eine Abdeckung der eingebauten MVA-Schlacke verzichtet. Die künstliche Beregnung erfolgte über eine Dosierpumpe für 15 Minuten täglich. Der Versuchsaufbau ist in *Abbildung 3-10* sowie *Abbildung 3-11* dargestellt. Die Versuchsdaten sind in der *Tabelle 3-14* aufgelistet. Im Jahresdurchschnitt beträgt die Niederschlagsmenge für den Standort der MVA-Schlackedeponie in Offenbach 646,92 l/m² (r.m.n, 2014). Um die Bedingungen der Versuche möglichst realistisch zu gestalten, wurde auf Basis der Anzahl der Regentage mit mehr als 1 l/m² die Niederschlagsmenge ermittelt. Am Standort der MVA-Schlackedeponie ist dies an 132 Tagen im Jahr der Fall. Somit ergibt sich ein durchschnittlicher Niederschlag von 4,9 l/m² pro Tag oder 647 l/m² im Jahr für den Standort der MVA-Schlackedeponie. Bezogen auf die Grundfläche der Glassäule entspricht dies einer Niederschlagsmenge von ca. 28 ml/d. Um längere Ablagerungszeiten zu simulieren wurden die Säulen mit der 8-fachen Niederschlagsmenge (224 ml/d) täglich über 90 min beregnet.

Durch die unterschiedlichen pH-Werte im Niederschlag kommt es zu einer Beschleunigung der chemischen Prozesse in den Säulen. Die Umlagerung bzw. Mobilität von Schwermetallen oder auch Carbonaten wird durch den Niederschlag bzw. das Sickerwasser hervorgerufen. Um diese Effekte abzubilden wurden nicht nur das Sickerwasser beprobt, sondern auch in regelmäßigen Abständen Feststoffproben aus den Säulen entnommen. Die Entnahmepunkte der Feststoffproben sind in *Abbildung 3-11* dargestellt. Hierbei wird pro Probe ca. 1 g der eingebauten MVA-Schlacke jeweils an den drei verschiedenen Entnahmestellen entnommen.

Tabelle 3-14: Versuchsdaten zu Langzeitsäulenversuche

Parameter	Einheit	Säule 1	Säule 2	Säule 3	Säule 4	Säule 5	Säule 6
Durchmesser der Säule	cm	8,50	8,50	8,50	8,50	8,50	8,50
Höhe der Säule	cm	70	70	70	70	70	70
Grundfläche	cm ²	226,98	226,98	226,98	226,98	226,98	226,98
Höhe der eingebauten Schlacke	cm	47	47	47	47	47	47
Feststoff	g	3.377,98	3.381,50	3.440,78	3.362,95	3.413,45	3.347,04
Versuchsdauer	d						171
Niederschlagsmenge	ml/d						224
pH-Wert des Niederschlags	-	Regen mit natürlichem Säuregehalt		Saurer Regen		Extremfall	
		5,5	5,5	4,5	4,5	2,0	2,0
Beregnungsdauer	min/d						90
Sim. Niederschlagsjahre	a	9,09	9,09	9,09	9,09	9,09	9,09

**Abbildung 3-10:** Versuchsaufbau Langzeitsäulenversuche

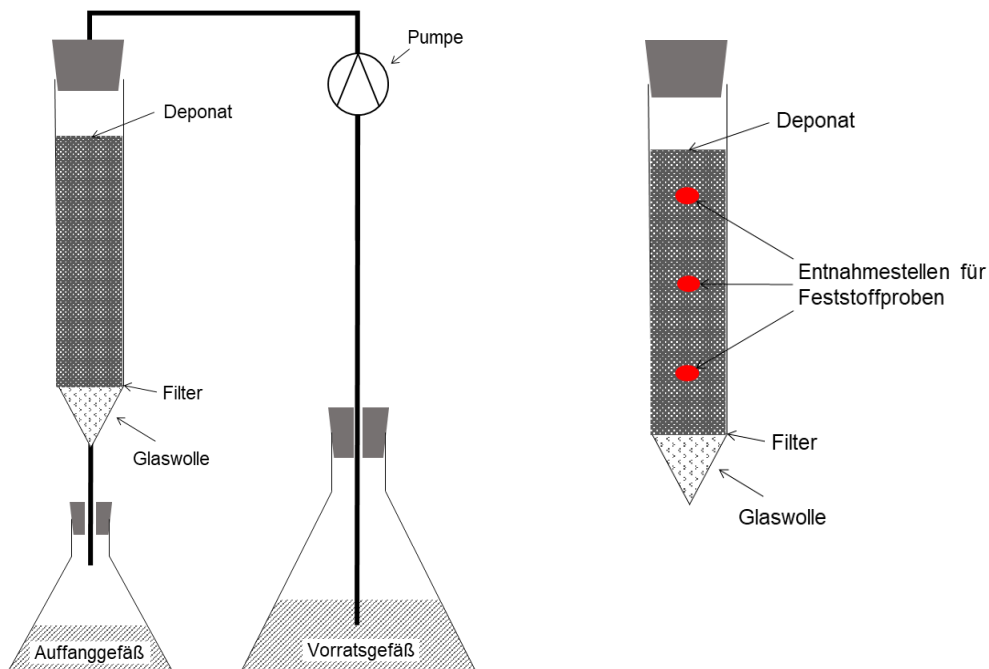


Abbildung 3-11: Versuchsaufbau Langzeitsäulenversuche sowie Darstellung der Entnahmestellen für Feststoffproben

Säulenversuche nach Mantelverordnung und Vergleich mit verschiedenen Schütteltests

Um abzuschätzen, ob die MVA-Schlacke als Recyclingbaustoff nach der zukünftigen EBV einsetzbar ist, muss diese insbesondere die Grenzwerte einhalten, die im Anhang 1 ErsatzbaustoffV in Form von Materialwerten aufgelistet sind. Hierbei handelt es sich um Grenzwerte im Eluat, die nach DIN19528 (Perkulationsverfahren im Aufwärtsstrom) ermittelt werden. Für eine grundlegende Charakterisierung nach DIN 19528 (2009) muss nach den enthaltenen W/F-Verhältnissen (Tabelle 3-15) beprobt werden. Für die Übereinstimmungsuntersuchung ist das gesamte Eluat bis zum Erreichen des W/F-Verhältnis 2/1 in einer Sammelflasche aufzufangen. Es ist möglich, das Ergebnis der Übereinstimmungsuntersuchung rechnerisch aus den Ergebnissen für die grundlegende Charakterisierung nach Gl. 3-6 zu ermitteln, wenn die Perkolation nicht nach einem W/F-Verhältnisses von 2 l/kg gestoppt wird.

Tabelle 3-15: W/F-Verhältnisse für die grundlegende Charakterisierung nach DIN 19528 (DIN19528, 2009)

Eluatfraktion-Nr.	Einheit	W/F-Verhältnis
1	l/kg	0,3 ± 0,05
2	l/kg	1,0 ± 0,2
3	l/kg	2,0 ± 0,4
4	l/kg	4,0 ± 0,8

$$A_3 = \frac{\sum_{i=1}^3 \frac{V_i * C_i}{M_T}}{2} \quad (\text{Gl. 3-6})$$

i = Index der Eluatfraktion (1, 2, ..., 4)

A_3 = die freigesetzte Menge des Stoffes in der Eluatfraktion 3 [mg/kg]

V_i = Volumen der Eluatfraktion i [l]

C_i = Konzentration des betreffenden Bestandteils in der Eluatfraktion i [mg/l]

M_T = Trockenmasse des Untersuchungsmaterials [kg]

Der gewählte Versuchsaufbau ist an die DIN19528 angelehnt. Die Abmessung der Säule hat nicht die nach DIN 19528 (2009) geforderte Abmessung im Verhältnis von 4:1, sondern ein Verhältnis von 2:1

bezüglich der Höhe zum Durchmesser. Somit ergibt sich eine geringere Kontaktzeit. Die Versuchsdaten sind in *Tabelle 3-16* dargestellt. Der Aufbau der Säule ist in *Abbildung 3-12* dargestellt. Die zu untersuchende MVA-Schlacke wird in der Säule von unten nach oben mit deionisiertem Wasser gesättigt. Der Durchfluss q , für die Sättigung ist nach *Gl. 3-7* zu berechnen. Hierbei wird eine Sättigungsdauer $t = 2$ h eingesetzt. Nach der Aufsättigung wird die eigentliche Perkolation gestartet. Hierbei wird in der Gleichung für den Durchfluss q der Perkolation eine Kontaktzeit von $t = 5$ h eingesetzt (*DIN19528, 2009*). Der Porenanteil berechnet sich mittels der (*Gl. 3-8*).

$$q = \frac{l * \pi * r^2 * n}{t * 60} \quad (\text{Gl. 3-7})$$

q = Durchfluss [ml/min]

r = Innenradius der Säule [cm]

l = Länge des mit der zu untersuchenden MVA-Schlacke befüllten Säulenabschnittes [cm]

n = Porenanteil (bzw. die Porosität) der zu untersuchenden MVA-Schlacke [-]

t = Aufsättigungsdauer (2 h) bzw. Kontaktzeit während der Perkolation (5 h) [h]

$$n = 1 - \frac{M_T}{\rho_R * (1 * \pi * r^2 * l)} \quad (\text{Gl. 3-8})$$

M_T = Trockenmasse der zu untersuchenden MVA-Schlacke [g]

n = Porenanteil (bzw. die Porosität) der zu untersuchenden MVA-Schlacke [-]

ρ_R = die Korndichte der MVA-Schlacke [g/cm³]

l = Länge des mit der zu untersuchenden MVA-Schlacke befüllten Säulenabschnittes [cm]

r = Innenradius der Säule [cm]

Tabelle 3-16: Versuchsdaten zu Säulenversuche angelehnt an DIN19528

Parameter	Einheit	Säule 1 - 4	
Durchmesser	cm	10	
Höhe der eingebauten Schlacke	cm	17	
Grundfläche	cm ²	78,54	
Volumen	dm ³	1,34	
Feststoff (< 8 mm / 8 - 32 mm)	g	1430	
Durchfluss q für Aufsättigung	ml/min	3,96	
Durchfluss q für Versuch (Perkolation)	ml/min	1,58	
Kornsprektrum		< 8 mm	8 - 32 mm
Zeit für Aufsättigung	min	140	160
Zeit bis W/F-Verhältnis 2 l/kg	min	1.970	1.800
Eluatvolumen bis W/F-Verhältnis 2 l/kg (kumuliert)	ml	2860	

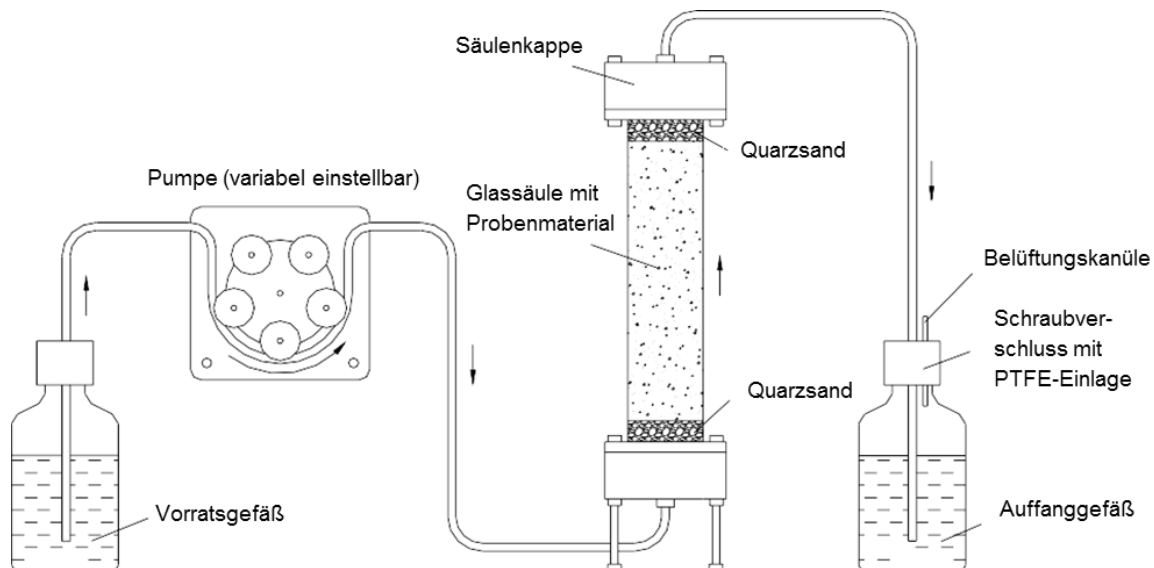


Abbildung 3-12: Schematischer Aufbau Perkulationsverfahren im Aufwärtsstrom (DIN 19528,2009)

Zusätzlich zu den Säulenversuchen werden Schütteltests nach *DIN 19529 (2015)* mit einem W/F-Verhältnis von 2/1 und nach *DIN 12457-4 (2003)* mit einem W/F-Verhältnis von 10/1 durchgeführt. Das zu untersuchende Kornspektrum beträgt hierbei ebenfalls < 8 mm und 8 bis 32 mm.

Spezifische erforderliche Säuremenge zur Rücklösung von Metallen

Um den Aufwand für eine saure Rücklösung vergleichen zu können und das Löslichkeitsverhalten der MVA-Schlacke hinsichtlich unterschiedlicher pH-Werte zu untersuchen, wurde der spezifische Säureverbrauch für die Rücklösung der Metalle für unterschiedliche Bohrkern aus verschiedenen Ablagerungshöhen bestimmt. Somit können mögliche Ansatzpunkte für eine nassmechanische Rücklösung der Metalle dargestellt werden und die Effizienz der nassmechanischen Rücklösung untersucht werden. Für eine Mobilisierung der Metalle aus der Feststoffmatrix der MVA-Schlacke ist besonders der Bereich unterhalb von pH 6 von Interesse. Erst unterhalb diesem pH-Werte ist mit einer Mobilisierung der Metalle zu rechnen. Nach *Huber et al. (1996)* werden insbesondere Kupfer, Nickel und Zink bei pH 5,5 durch Auflösen von Carbonaten in erhöhtem Ausmaß freigesetzt. Für den Versuch wurden aus den Bohrkernen BK04 und BK01 die jeweiligen Proben nach Ablagerungshöhe zu Mischproben unterschiedlicher Höhen zusammengefasst (*Tabelle 3-17*) und davon Aufschlüsse mittels H_2SO_4 hergestellt. Dabei wurde der Anteil an 98%-iger H_2SO_4 im Lösungsmittel variiert (0,2 ml bis 12,0 ml). Die Herstellung des Eluates erfolgte in Anlehnung an *DIN EN 12457-4 (2003)* mit einem W/F-Verhältnis von 10/1 und einer Einwaage der trockenen MVA-Schlacke von 20 g.

Tabelle 3-17: Tiefenbereiche der Bohrkern BK04 und BK01 für die Titrationsversuche

Bohrkern	Tiefe [m]
BK04	3,50 - 6,00
	9,00 - 12,00
	16,00 - 18,00
BK01	4,20 - 5,30
	7,70 - 12,00
	17,00 - 18,00

Aus dem Feststoffgehalt der eingewogenen Probe, der Konzentration des jeweiligen Metalls in der filtrierten Lösung ergibt sich eine spezifisch lösliche Metallmenge (Gl. 3-9).

$$m_M = \frac{C_{M,F} * V_{H_2O}}{m_{TS}} \quad (Gl. 3-9)$$

m_M = spezifisch lösbare Metallmenge [gM/kg TS]

$C_{M,F}$ = Metallkonzentration im Filtrat [g/l]

V_{H_2O} = Volumen des Wasseranteils im Lösungsmittel [l]

m_{TS} = Masse eingewogenen Trockensubstanz [kg]

Weiterhin ergibt sich der spezifische Säureverbrauch in Bezug auf die Metallkonzentration im Filtrat (Gl. 3-10).

$$m_{H_2SO_4,M} = \frac{\rho_{H_2SO_4} * V_{H_2SO_4} * C_{H_2SO_4}}{C_{M,F} * V_{H_2O}} \quad (Gl. 3-10)$$

$m_{H_2SO_4,M}$ = spezifischer Säurebedarf bezogen auf die Metallkonzentration [g_{H₂SO₄}/gM]

$\rho_{H_2SO_4}$ = Dichte der Säure [kg/l]

$V_{H_2SO_4}$ = Volumen des Säureanteils im Lösungsmittel [l]

$C_{H_2SO_4}$ = Konzentration der Säure [kg/kg]

$C_{M,F}$ = Metallkonzentration im Filtrat [g/l]

V_{H_2O} = Volumen des Wasseranteils im Lösungsmittel [l]

Weiterhin ergibt sich der spezifische Säureverbrauch in Bezug auf die Trockensubstanz (Gl. 3-11).

$$m_{H_2SO_4,TS} = \frac{\rho_{H_2SO_4} * V_{H_2SO_4} * C_{H_2SO_4}}{m_{TS}} \quad (Gl. 3-11)$$

$m_{H_2SO_4,TS}$ = spezifischer Säurebedarf bezogen auf die Trockensubstanz [g_{H₂SO₄}/kg TS]

$\rho_{H_2SO_4}$ = Dichte der Säure [kg/l]

$V_{H_2SO_4}$ = Volumen des Säureanteils im Lösungsmittel [l]

$C_{H_2SO_4}$ = Konzentration der Säure [kg/kg]

m_{TS} = Masse eingewogener Trockensubstanz [kg]

Komplexierung, Extraktion und Rückfällung unter verschiedenen Randbedingungen

Organische Substanzen können die enthaltenen Metalle und Schwermetalle in MVA-Schlacken komplexieren und in wasserlösliche Verbindungen bei höheren pH-Werten überführen. Besonders gut geeignet sind dabei organische Säuren wie Oxalsäure und Citronensäure. Da die Alkalinität von MVA-Schlacke während der Lagerung beständig sinkt, kann es wesentlich früher bei älteren MVA-Schlacken unter der Anwesenheit von organischen Komplexbildnern zu einer Mobilisierung der Metalle und Schwermetalle kommen. Besonders ausgeprägt ist der Effekt bei Kupfer zu beobachten, da Kupfer(II) stabile organische Komplexe bildet. Sollten Kupfer und andere Metalle sowie Schwermetalle in der MVA-Schlacke nicht als schwer lösliche Oxide in der Schlackenmatrix fixiert sein, sondern nur an der Oberfläche von Silikaten und Eisenhydroxiden sorbiert, wäre ein deutlicher Einfluss dieser organischen Komplexbildner auf die Mobilität der Metalle und Schwermetalle zu verzeichnen (Van der Sloot, et al., 1992; Hirschlag, 1999).

Um die Erhöhung der Löslichkeit von Metallen und Schwermetallen aus der MVA-Schlacke durch Komplexierung zu untersuchen, wurden verschiedene Elutionsversuche mit unterschiedlichen Konzentrationen des Komplexierungsmittels (Tabelle 3-18) in Anlehnung an DIN EN 12457-4 (2003) mit einem W/F-Verhältnis von 10/1 und einer Einwaage der trockenen MVA-Schlacke von 20 g (Mischproben aus BK03 und BK04 über die gesamte Ablagerungshöhe < 4 mm) durchgeführt. Als Komplexierungsmittel diente hierbei Citronensäure-Monohydrat (C₆H₈O₇ x H₂O). Der pH-Wert wurde durch unterschiedliche Konzentrationen von 98 %-iger H₂SO₄ eingestellt.

Tabelle 3-18: Randbedingungen für die Untersuchungen zum Komplexierungsverhalten der MVA-Schlacke

Parameter	Einheit	
Bohrkern	-	MP BK03/BK04 (< 4 mm)
$\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_7 \times \text{H}_2\text{O}$	mg/l	5 / 50 / 500
98%ige H_2SO_4	ml	0,5 / 1 / 2,5 / 5

Verschiedene nasschemische Aufbereitungsverfahren für MVA-Schlacke setzen gezielt solche Komplexierungsmittel und Säuren ein, um die Wertmetall- bzw. Schwermetallkonzentrationen herabzusetzen, um eine gezielte Abtrennung bzw. Rückgewinnung der Metalle zu gewährleisten und um eine ökologisch unbedenkliche Deponierung der Rückstände zu ermöglichen (Bipp *et al.*, 1996).

Um die Effektivität von sauren Extraktionsverfahren auf die Feinfraktion der MVA-Schlacke zu untersuchen, wurden verschiedene Randbedingungen (Tabelle 3-19) ausgewählt. Die Extraktionsuntersuchungen wurden in Anlehnung an *DIN EN 12457-4* (2003) mit einem W/F-Verhältnis von 4/1 und einer Einwaage der trockenen MVA-Schlacke von 50 g (Mischproben aus BK03 und BK04 über die gesamte Ablagerungshöhe < 4 mm) durchgeführt. Als Extraktionsmittel wurde H_2SO_4 (Konzentration 1,5 % / 3 % und 5 %) verwendet. Für die Herstellung des Eluates wurde ein Laborrührer (Abbildung 3-13) verwendet. Eine zweite Säure wurde nicht untersucht, da die Mobilisierung von Metallen bzw. Schwermetallen vorwiegend pH-Wert abhängig ist und die Art der Säure kaum eine Rolle spielt (Weibel, 2016).

Tabelle 3-19: Randbedingungen für die Untersuchungen zum Extraktionsverhalten der MVA-Schlacke

Parameter	Einheit	
Bohrkern	-	MP BK03/BK04 (< 4 mm)
H_2SO_4	%	1,5 / 3 / 5
Temperatur	°C	RT / 60 / 80
Zeit	h	1 / 3 / 6

**Abbildung 3-13:** Versuchsaufbau zur Untersuchung des Extraktionsverhaltens

Um die Rückgewinnung der Metalle bzw. Schwermetalle aus der wässrigen Phase zu untersuchen, wurden Rückfällungsversuche unter verschiedenen Randbedingungen (Tabelle 3-20) durchgeführt. Zunächst wurden verschiedene Eluate – in Anlehnung an *DIN EN 12457-4* (2003) mit einem W/F-Verhältnis von 4/1 und einer Einwaage der trockenen MVA-Schlacke von 100 g (Mischproben aus BK03 und BK04 über die gesamte Ablagerungshöhe < 4 mm) – durch Extraktion mit 98 %-iger H_2SO_4 hergestellt. Hierbei wurden die Eluate wiederum mit einem Laborrührer hergestellt. Anschließend wurde der pH-Wert unter verschiedenen Randbedingungen durch die Zugabe von Kaliumhydroxid (KOH) angehoben,

um die Metalle auszufällen (Abbildung 3-14). Die eingestellten pH-Werte für die Rückfällung richten sich nach Werten aus der Literatur. In der Tabelle 3-21 sind die entsprechenden pH-Werte für die Fällung von bestimmten Metallen aus wässrigen Lösungen dargestellt. Anschließend wurde die entstandene Suspension im Trockenschrank getrocknet und nach Königswasserauflösung mittels Atomabsorptionsspektrometrie analysiert.

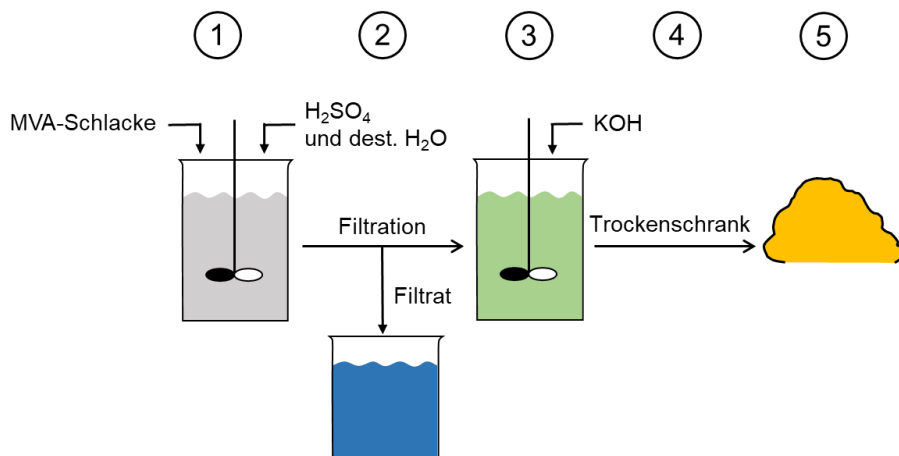


Abbildung 3-14: Versuchsablauf zur Rückfällung aus der Extraktion der MVA-Schlacke

Tabelle 3-20: Randbedingungen für Rückfällung aus der Extraktion der MVA-Schlacke

Extraktion		
Parameter	Einheit	
Bohrkern	-	MP BK03/BK04 (< 4 mm)
Eingestellter pH-Wert über 98%ige H_2SO_4	-	$\approx 1,2$
Temperatur	$^{\circ}\text{C}$	RT / 50
Zeit	h	3
Rückfällung		
Mittels KOH	-	Al
		Cu
		Zn
Temperatur	$^{\circ}\text{C}$	RT / 50
Zeit	h	4

Tabelle 3-21: pH-Werte für die Fällung ausgewählter Metalle (Harting, 1991)

Metall	pH-Wert		
	Fällungsbeginn	Quantitative Fällung	Beginn der Wiederauflösung
Fe	2,8	3,5	-
Al	4,3	4,8	8,7
Cu	5,8	7,6	-
Zn	7,6	9,0	10,8

Waschversuche

Um die MVA-Schlacke für eine mögliche nassmechanische Aufbereitung mit Wasser zu analysieren, wurden verschiedene Waschversuche durchgeführt. Hauptziel der nassmechanischen Aufbereitung, ist die Reinigung der MVA-Schlacke von Chloriden, Sulfaten und im besten Fall von Schwermetallen sowie die Gewinnung einer verwertbaren mineralischen Fraktion. Aber auch eine qualitativ höherwertige Separationsmöglichkeit von NE-Metallen aus der Feinfraktion steht im Fokus, da die nassmechanische Aufbereitung eine größere Trennschärfe aufweist und somit die unterste Behandlungskorngrenze deutlich in den Feinkornbereich verlagern kann (Schubert, 1996; Frischen und Bunzel, 2017). Die verwendete MVA-Schlacke stammt hierbei aus dem Bohrkern BK05 und wurde in ihrem Originalzustand (je 2 kg) auf ein Sieb mit der Maschenweite 4 mm aufgegeben. Anschließend erfolgte die Nasssiebung (Waschung) der MVA-Schlacke unter den in Tabelle 3-22 angegebenen Randbedingungen. Die bei der Nasssiebung entstandenen 2 Korngrößenbereiche < 4 mm und > 4 mm wurden getrennt voneinander

untersucht. Hierfür wurde die entstandene Grobfraction und Feinfraction getrocknet und anschließend Eluate nach *DIN EN 12457-4 (2003)* hergestellt. In den Eluaten wurden die Chlorid- und Sulfatkonzentrationen analysiert. Des Weiteren wurde die MVA-Schlacke auf Metalle in der Grobfraction und Feinfraction analysiert. Das entstandene Prozesswasser wurde ebenfalls auf leicht lösliche Substanzen (Chlorid und Sulfat) untersucht.

Tabelle 3-22: Randbedingungen für die Waschversuche der MVA-Schlacke

Parameter	Einheit	
Bohrkern		MP BK05
Siebschnitt für Nasssiebung	mm	3
Wasserbedüsung	-	hoher Druck (Hochdruckreiniger HDR) niedriger Druck (Bewässerungsbrause BWB)
Zeitdauer	s	10 / 20 / 30

3.5 Nachhaltige Rückbauszenarien und integrierte Stoffstromanalyse

Für die technische Umsetzung eines LFM stehen unterschiedliche Technologien zur Verfügung welche in *Kapitel 2.3* vorgestellt wurden. Die größte Herausforderung besteht darin, verfügbare und verfahrenstechnisch sinnhafte Technologien zu nachhaltigen Rückbauszenarien zu kombinieren, um eine maximale Wertstoffausbringung über alle Kornklassen zu erreichen. Die Auswahl einer bestimmten Technologiekombination beeinflusst den Umfang der Behandlung der ausgebauten MVA-Schlacke und damit auch die Qualität und Quantität der resultierenden Wertstoffe sowie Reststoffe, welche anschließend vermarktet werden können oder einer Verwertung bzw. sicheren Beseitigung zugeführt werden müssen. Die gewählten Technologiekombinationen werden einerseits zur Veranschaulichung der technischen Zusammenhänge, andererseits als Grundlage für die ökonomische und ökologische Bewertung detailliert vorgestellt. Um die Einflüsse der gewählten Technologiekombination auf die ökonomische und ökologische Vorteilhaftigkeit der Rückbauszenarien bestimmen zu können, ist eine umfassende Datenbasis durch die Analyse der Energie- und Stoffströme erforderlich. Im Gegensatz zu einer ökobilanziellen Betrachtung ist die Stoffstromanalyse nicht genormt und es existieren zahlreiche Methoden. Der einfachste Ansatz, um Stoffsysteme abzubilden, ist die Erstellung von Stoff- und Energiebilanzen. Hierbei werden alle Stoff- und Energieflüsse in den einzelnen Rückbauszenarien erfasst und im Tabellenkalkulationsprogramm Microsoft-Excel (Version Office 2016) ausgewertet. Als Stoff- und Energieflüsse werden die Hilfs- und Betriebsstoffe, Energie und Produkte sowie Reststoffe erfasst.

3.6 Ökonomische und ökologische Bewertung

3.6.1 Ökonomische Bewertung

Zur Ermittlung der Wirtschaftlichkeit von Landfill Mining Vorhaben stehen unterschiedliche Ansätze zur Verfügung (*Tabelle 3-23*). Nach *Bender (2016)* sind dabei besonders die dynamischen Partialmodelle und die dynamischen Totalmodelle hervorzuheben. Dabei ist die Kapitalwertmethode, die in der wissenschaftlichen Literatur am meisten beachtete und am häufigsten angewandte Methode (*Götz, 2014*).

Tabelle 3-23: Wichtige Verfahren der Wirtschaftlichkeitsberechnung (*Bender, 2016*)

Statische Partialmodelle	Dynamische Partialmodelle	Dynamische Totalmodelle
<ul style="list-style-type: none"> - Kostenvergleichsrechnung - Gewinnvergleichsrechnung - Rentabilitätsrechnung - Amortisationsrechnung 	Klassische Ansätze (kapitalwertorientiert)	<ul style="list-style-type: none"> - Vollständige Finanzplanung - Planbilanzen - Integrierte Erfolgs-, Bilanz- und Finanzplanung
	<ul style="list-style-type: none"> - Kapitalwertmethode - Interne Zinsfußmethode 	
	Moderne Ansätze (endwertorientiert)	
	<ul style="list-style-type: none"> - Vermögensendwertmethode - Sollzinssatzmethode 	

Zur Ermittlung der Wirtschaftlichkeit von Landfill Mining Vorhaben wurden in der Vergangenheit diverse Modelle angewandt. Vornehmlich handelt es sich dabei um einfache Gewinnvergleichsrechnungen, welche zum Beispiel von *Rettenberger (1998)* sowie *Gäth und Nispel (2012)* angewandt wurden. Erst in der jüngeren Vergangenheit wurde durch *Breitenstein (2017a)* die Kapitalwertmethode bei Landfill Mining Vorhaben angewandt bzw. durch *Bender (2017)* ein Modell der integrierten Erfolgs-, Bilanz- und Finanzplanung erarbeitet, welches sehr speziell auf den untersuchten Deponiestandort zugeschnitten wurde. Da es sich bei der ökonomischen Bewertung des Landfill Mining Vorhabens an der MVA-Schlackedeponie nur um eine Abschätzung der Erfolgsaussicht handelt und wesentliche planerische Parameter nicht zur Verfügung standen bzw. aus den durchgeführten Analysen abgeschätzt wurden, wird bei der ökonomischen Betrachtung der einzelnen Rückbauszenarien auf die Kapitalwertmethode (Gl. 3-12) zurückgegriffen. Für die ökonomische Betrachtung der Rückbauszenarien werden diese mit der Deponiestillegung und -nachsorge verglichen. Die Kapitalwertmethode gibt den ökonomischen Totalerfolg einer Handlungsoption wieder. Hierbei ergeben sich durch Abzinsung aller verursachten Ein- und Auszahlungen auf den Beginn des Planungszeitraumes die Barwerte der verschiedenen Zahlungen. Die Summe der Barwerte aller Einzahlungen abzüglich der Summe der Barwerte aller Auszahlungen ergibt den Kapitalwert (Abbildung 3-15). Durch diese Abzinsung werden unternehmerische Unsicherheiten berücksichtigt.

$$KW = -I_0 + \sum_{t=0}^T (e_t - a_t) * (1 + i)^{-t} \quad (\text{Gl. 3-12})$$

KW = Kapitalwert [€]

I_0 = Anschaffungsausgaben [€]

t = Zeitindex [-]

T = letzter Zeitpunkt, in dem Zahlungen anfallen [-]

e_t = Einzahlungen im Zeitpunkt t [€]

a_t = Auszahlungen im Zeitpunkt t [€]

i = Kalkulationszinssatz [-]

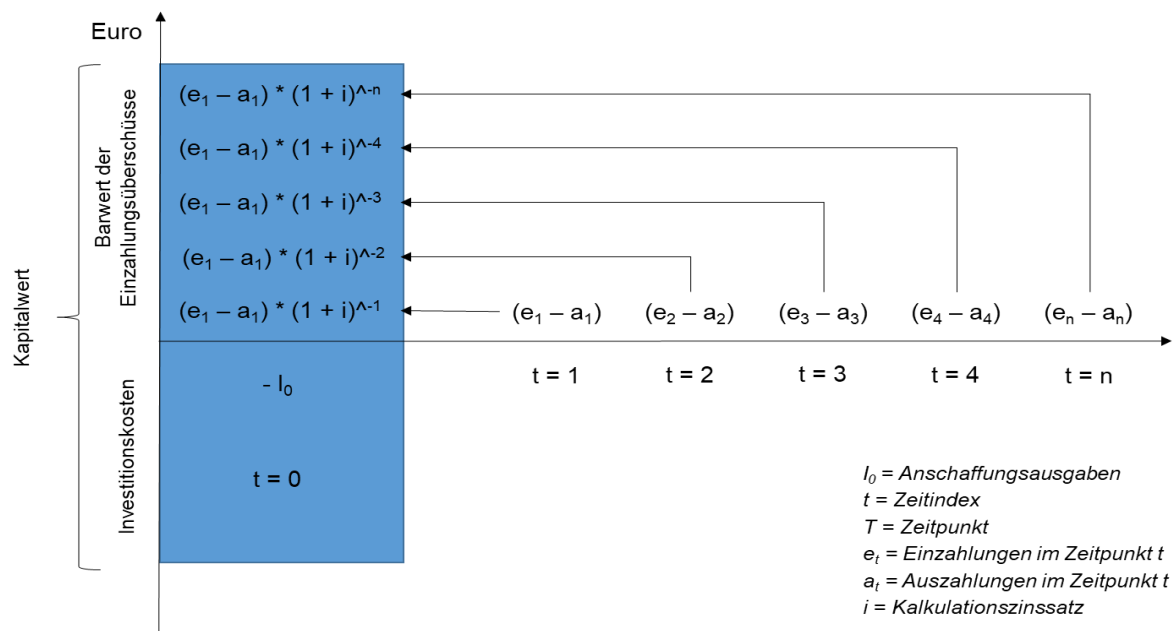


Abbildung 3-15: Kapitalwertmethode zur Bestimmung des ökonomischen Totalerfolges einer Handlungsoption (Pape, 2018)

Die Investitionsalternative eines nachhaltigen Rückbauszenarios ist der Deponiestillegung und -nach-sorge dann vorzuziehen, wenn sie einen höheren Kapitalwert aufweist. Dazu liegt eine absolute Vorteilhaftigkeit vor, wenn der Kapitalwert > 0 ist. Eine relative Vorteilhaftigkeit liegt vor, wenn die Kapitalwerte

des zu bewertenden LFM Szenarios negativ sind, jedoch der Kapitalwert eines anderen LFM Szenarios besser (weniger negativ) abschneidet als ein anders LFM Szenario (Götz, 2014).

Die ökonomische Betrachtung wird hierbei aus der Perspektive des Betreibers der MVA-Schlackedeponie vorgenommen. Für Fraktionen, die zur Weiterbehandlung an einen externen Anlagenbetreiber abgegeben werden, muss der Deponiebetreiber entweder einen festgelegten Preis zahlen oder ihm wird eine gewisse finanzielle Gegenleistung ausgezahlt. Einen Überblick über relevante Ein- und Auszahlungen, die bei der Bewertung der nachhaltigen Rückbauszenarien zu berücksichtigen sind, sind in der *Tabelle 3-24* dargestellt. Zur rechnerischen Ökonomie-Betrachtung der nachhaltigen Rückbauszenarien mit der Gegenüberstellung zur Deponiestillegung und –nachsorge kommt das Tabellenkalkulationsprogramm Microsoft-Excel (Version Office 2016) zum Einsatz. Hierbei fließen sämtliche Daten aus der zuvor erstellten Stoff- und Energiebilanz der nachhaltigen Rückbauszenarien ein.

Tabelle 3-24: Entscheidungsrelevante Größen für die ökonomische Bewertung (Breitenstein et al., 2016)

Fixe Größen	Variable Größen
Investitionen / einmalige Auszahlungen <ul style="list-style-type: none"> - Maschinen, Anlagen, Gebäude, Grundstücke, Installationen usw. - Planung des Rückbaus sowie Vorbereitung (historische Erkundung, Probebohrungen, Genehmigungen usw.) 	Prozessbedingte Auszahlungen <ul style="list-style-type: none"> - Reparatur, Wartung, Instandhaltung (teilweise) - Führungs- und Betriebspersonal - Nachsorge von noch nicht zurückgebauten Deponieabschnitten
Investitionsabhängige Auszahlungen <ul style="list-style-type: none"> - Reparatur, Wartung, Instandhaltung (teilweise) - Versicherung, Steuern - Overhead (Gemeinkostenanteil, z.B. Verwaltung) 	Stoffstrombedingte Ein- und Auszahlungen <ul style="list-style-type: none"> - Verkauf von Wertstoffen - Entsorgung von Reststoffen - Transport und Lagerung von Materialien - Zukauf von Hilfs- und Betriebsstoffen
Liquidationsein- und –auszahlungen <ul style="list-style-type: none"> - Rückbau von Anlagen und Infrastruktur zur Stilllegung und Nachsorge - Restwert von Maschinen und Anlagen - Verkauf freigewordener Fläche - Verkauf neu gewonnenen Deponievolumens (abzüglich Auszahlungen für die Nachsorge der verbleibenden Reststoffe) 	

Durch die manuelle Variation der Einflussgrößen wird anschließend eine Sensitivitätsanalyse der einzelnen Szenarien durchgeführt, um die Schwankungsbreiten aufzuzeigen (*Tabelle 3-25*).

Tabelle 3-25: Variationen der Sensitivitätsanalyse der ökonomischen Betrachtung

Sensitivität	Variation / Beschreibung	
Sens 1	Hoher Wertstoffgehalt (WSG hoch)	Hoher Wertstoffpreis (WSP hoch)
		Niedriger Wertstoffpreis (WSP niedrig)
Sens 2	Niedriger Wertstoffgehalt (WSG niedrig)	Hoher Wertstoffpreis (WSP hoch)
		Niedriger Wertstoffpreis (WSP niedrig)

3.6.2 Ökobilanzielle Bewertung

Ziel einer ökobilanziellen Betrachtung des Rückbaus einer MVA-Schlackedeponie ist die Bewertung der Umweltverträglichkeit der rückgewonnenen Wertstoffströme im Hinblick auf den Ersatz von natürlichen Ressourcen. Als Basisansatz steht hierfür im Wesentlichen allein die ökobilanzielle Betrachtung. Sie wurde gemäß den Anforderungen nach *DIN EN ISO 14040 (2012)* und *DIN EN ISO 14044 (2006)* durchgeführt. Eine solche Ökobilanz ist das einzige Umweltbewertungsinstrument, das geeignet ist, große zusammenhängende Systeme raum- und medienübergreifend mit klar definierten Wirkungskategorien zu bewerten. Bei dieser Betrachtung wird unterschieden in Zielstellung, Untersuchungsrahmen, Sachbilanz, Wirkungsabschätzung sowie Auswirkung (*Abbildung 3-16*). Zwischen allen Phasen finden Wechselwirkungen statt, wodurch sie sich als ein dynamischer und flexibler Vorgang gestalten (*DIN EN ISO 1404, 2012*).

Der Umfang der ökobilanziellen Betrachtung richtet sich nach der aufgestellten Zielstellung. Im Rahmen der Sachbilanz werden alle relevanten Daten des Rückbaukonzeptes erfasst und quantifiziert. Nach

DIN EN ISO 14040 (2012) sind alle Energie-, Betriebs- und Rohstoffe sowie andere physikalische Inputs, Produkte, Abfälle sowie Emissionen in Luft, Wasser und Boden, die entstehen, zu berücksichtigen. Diese Größen werden auf die funktionelle Einheit innerhalb des definierten Bilanzrahmens bezogen. Als Datenbasis für die Erstellung der Sachbilanz der In- und Outputströme diente die Grundlagendatenbank des Globalen Emissionsmodells Integrierter Systeme (GEMIS Version 4.95) sowie die vom Swiss Center for Life Cycle Inventories entwickelte ecoinvent-Datenbank (Version 3.3). Die Verrechnung der Daten zur Wirkungsabschätzung erfolgt auch hier mittels Microsoft-Excel (Version Office 2016).

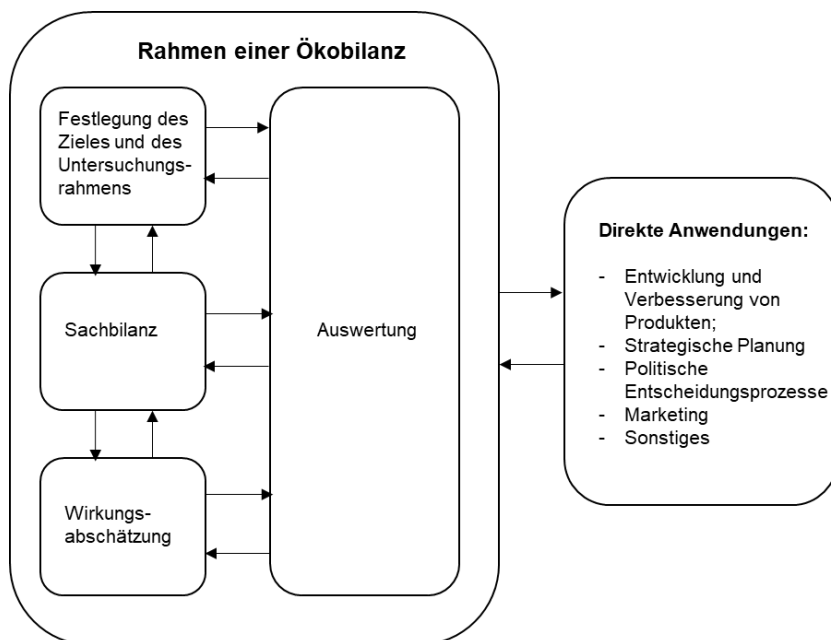


Abbildung 3-16: Rahmen einer Ökobilanz (DIN EN ISO 1404, 2012)

Bei der Wirkungsabschätzung wurden folgende Wirkungskategorien bzw. Leitindikatoren untersucht:

- Treibhausgaspotenzial (THG),
- Versauerungspotenzial (AP),
- Kumulierter Energieaufwand (KEA).

Treibhauspotenzial

Die Wirkungskategorie Treibhauseffekt berücksichtigt die anthropogene Freisetzung klimarelevanter Emissionen. Dabei gilt Kohlenstoffdioxid (CO₂) als Basisgröße. Die Angabe der Wirkungskategorie erfolgt durch eine Addition der Einzelemissionen gewichtet nach ihrem Treibhauspotenzial, welches wiederum nach der Basisgröße als CO₂-Äquivalent gewichtet ist. In *Tabelle 3-26* sind die der Treibhauswirkung zugewiesenen Emissionen sowie die Umrechnung der einzelnen Emissionen auf die Basisgröße CO₂ dargestellt. Da Treibhausgase unterschiedliche troposphärische Lebensdauern haben, wird der Betrachtungszeitraum von 100 Jahren gewählt (*Klöpper und Grahl, 2009*).

Tabelle 3-26: Gewichtungsfaktoren zur Berechnung des Treibhauspotenzials (Stocker et.al, 2013)

Emission	Formel	Faktor für die Bewertung als CO ₂ -Äquivalent [kgCO ₂ /kg]
Kohlendioxid	CO ₂	1
Methan	CH ₄	28
Distickoxid (Lachgas)	N ₂ O	265
Perfluormethan	CF ₄	6.630
Perfluorethan	C ₂ F ₆	1.1100

Versauerungspotenzial

Die Wirkungskategorie Versauerungspotenzial berücksichtigt die Versauerung (Herabsetzen des pH-Wertes) von aquatischen oder terrestrischen Systemen. Dies führt zu einer Störung des chemischen Gleichgewichtes infolge der Verschiebung des pH-Wertes. Als Basisgröße hierfür fungiert Schwefeldioxid (SO_2). Die Angabe der Wirkungskategorie erfolgt durch eine Addition der Einzelemissionen, gewichtet nach ihrem Versauerungspotenzial, gewichtet nach der Basisgröße als SO_2 -Äquivalent. Auch hier beträgt der Betrachtungszeitraum 100 Jahre (*Tabelle 3-27*).

Tabelle 3-27: Gewichtungsfaktoren zur Berechnung des Versauerungspotenzials (Stocker et al, 2013)

Emission	Formel	Faktor für die Bewertung als SO_2 -Äquivalent [kg SO_2 /kg]
Schwefeldioxid	SO_2	1,00
Stickoxide	NO_x	0,7
Chlorwasserstoff (Salzsäure)	HCl	0,88
Fluorwasserstoff (Flusssäure)	HF	1,6
Ammoniak	NH_3	1,88
Schwefelwasserstoff	H_2S	1,88

Kumulierter Energieaufwand (KEA)

Die Wirkungskategorie kumulierter Energieaufwand berücksichtigt innerhalb der Bilanzgrenzen alle Energieaufwendungen. Er wird als Summenparameter in MJ-Äquivalent dargestellt und gibt Aufschluss über den Gesamtenergieverbrauch des Rückbaus und der Aufbereitung der MVA-Schlacke.

Auswertung

Bei der Auswertung werden die gewonnenen Ergebnisse der Sachbilanz sowie der Wirkungsabschätzung entsprechend dem festgelegten Ziel sowie dem Bilanzierungsrahmen der Ökobilanz zusammengefasst. Somit werden Grundlagen für Schlussfolgerungen und Empfehlungen für eine Entscheidungsfindung gebildet.

Wesentliche Stellgrößen bei der ökologischen Betrachtung sind erfahrungsgemäß die Menge und Qualität der erzeugten Wertstoffe bzw. Energien, die gewonnen werden können und die damit erzielten Gutschriften sowie der Energieaufwand, der in die Aufbereitung investiert werden muss. Um diese Stellgrößen und ihre Schwankungsbreiten aufzuzeigen, werden die Sensitivitätsanalysen, wie in *Tabelle 3-28* dargestellt, durchgeführt.

Tabelle 3-28: Sensitivitätsanalyse der ökologischen Betrachtung

Sensitivität	Beschreibung
Sens 1	Hoher Wertstoffgehalt (WSG hoch)
Sens 2	Niedriger Wertstoffgehalt (WSG niedrig)

3.7 Statistische Auswertung

Für einzelne Versuchsergebnisse – abhängig von der Probenanzahl und Abweichung der Messergebnisse untereinander – erfolgte die Darstellung in Form des Medianwertes – für stark abweichende Werte – bzw. des Mittelwertes unter Angabe des Minimum- und Maximumwertes. Es wurden keine Messreihen zur Darstellung von Zusammenhängen verschiedener Sachverhalte durchgeführt, somit fand eine Regressionsanalyse im Rahmen dieser Arbeit keine Anwendung.

4 Ergebnisse

4.1 Vor-Ort-Untersuchungen des Deponiekörpers

Temperaturmessungen

Durch die nach der Ablagerung ablaufenden chemischen Prozesse (z.B. Hydratation der Metalloxide) kann es innerhalb der Schlacke zu einem deutlichen Temperaturanstieg kommen. Es entsteht ein Temperaturgradient zwischen dem warmen Deponiekörper und der Umgebungsluft, welcher eine Wärmeableitung verursacht. Ist die Wärmeentwicklung in der Schlacke größer als die Wärmeabgabe an die Umgebung, so steigt die Temperatur in der Schlacke an. Insgesamt aber nimmt sie mit zunehmender Ablagerungsdauer langsam ab, da die chemischen Reaktionen nachlassen. Neben dem Alter der Schlacke ist auch ihre Lage im Deponiekörper entscheidend. Im Böschungsbereich tritt infolge der geringeren Überdeckungshöhe und der damit verbundenen erhöhten Wärmeabgabe eher eine Abkühlung ein als im zentralen Bereich des Deponiekörpers.

Bei den Temperaturmessungen ist zu beobachten, dass es als Folge der Reibung des Bohrvorgangs in den teilweise dicht gelagerten Schlacken zu einer Temperaturerhöhung kommen kann. Die Temperaturprofile in den Bohrungen (*Abbildung 4-1*) zeigen, dass die Maximalwerte im Bereich von 33,7 °C bis 43,2 °C in einer Tiefe von ca. 12 bis 16 m unter der Deponieoberfläche ermittelt wurden. Die in einigen Bohrungen erkennbare Temperaturzunahme im unteren Bereich zeigt, dass dort noch Umwandlungsprozesse erfolgen, die zur Temperaturerhöhung führen und die Energie in den natürlichen Untergrund sowie über die Oberfläche der Deponie an die Umwelt abgegeben wird. Die höchsten Temperaturen wurden in der Bohrung BK05 ermittelt, welche den größten Abstand zu den Böschungen der Deponie aufweist.

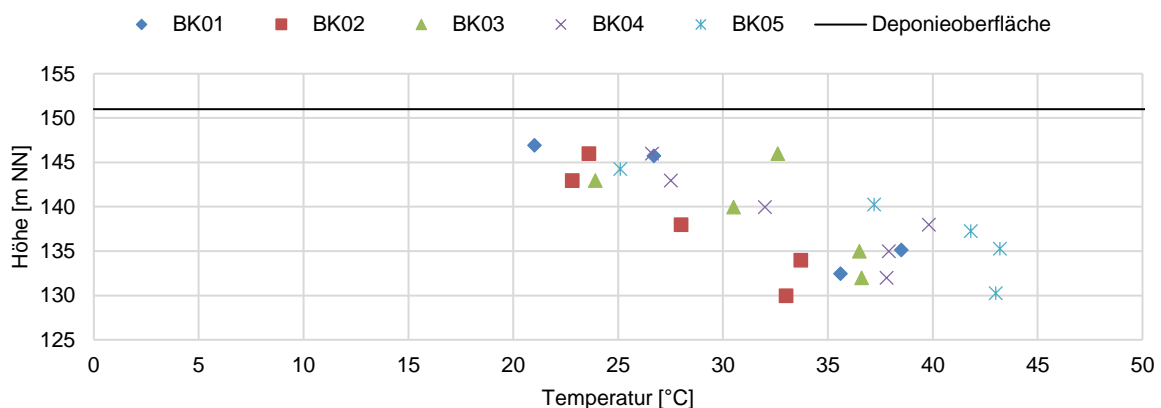


Abbildung 4-1: Temperaturmessungen in den Bohrlöchern während des Niederbringens der Bohrungen

Die *Abbildung 4-2* zeigt im Vergleich zu den früheren Messungen aus dem Jahr 1995 (KB2, KB3, KB4) zum einen eine weitere Temperaturabnahme und zum anderen eine weitere Verschiebung in tiefere Deponiebereiche. Im oberen Bereich des Deponiekörpers ist der Unterschied zwischen den Messungen von 1995 und 2015 nicht so groß, was auf den verstärkten Einfluss der Umgebungsluft und die damit einhergehende erhöhte Wärmeabgabe zurückzuführen ist. Dies hat bereits in 1995 dazu geführt, dass die oberflächennahen Temperaturen geringer sind als in den tieferen Schichten. Im Vergleich zum relativ gleichmäßigen Verlauf der Temperaturmessungen in 1995 ergibt sich in den neuen Bohrungen ein deutlich unregelmäßigeres Bild. Dies ist ein Hinweis darauf, dass lokal Bereiche vorhanden sind, in denen noch verstärkt exotherme Prozesse stattfinden, diese aber insgesamt abnehmen. Der Vergleich der maximalen Werte, die zu beiden Zeitpunkten in tieferen Schichten gemessen wurden, zeigt eine Temperaturdifferenz von über 15 °C. Der vorhergesagte Temperaturabfall von *Kieser et. al. (1995)* um ca. 1 °C pro Jahr aus dem Untersuchungsbericht des Jahres 1995 ist folglich in etwa eingetreten. Somit ist davon auszugehen, dass sich die Temperatur in den nächsten Jahren als Folge des Abklingens der chemischen Prozesse weiter verringern wird.

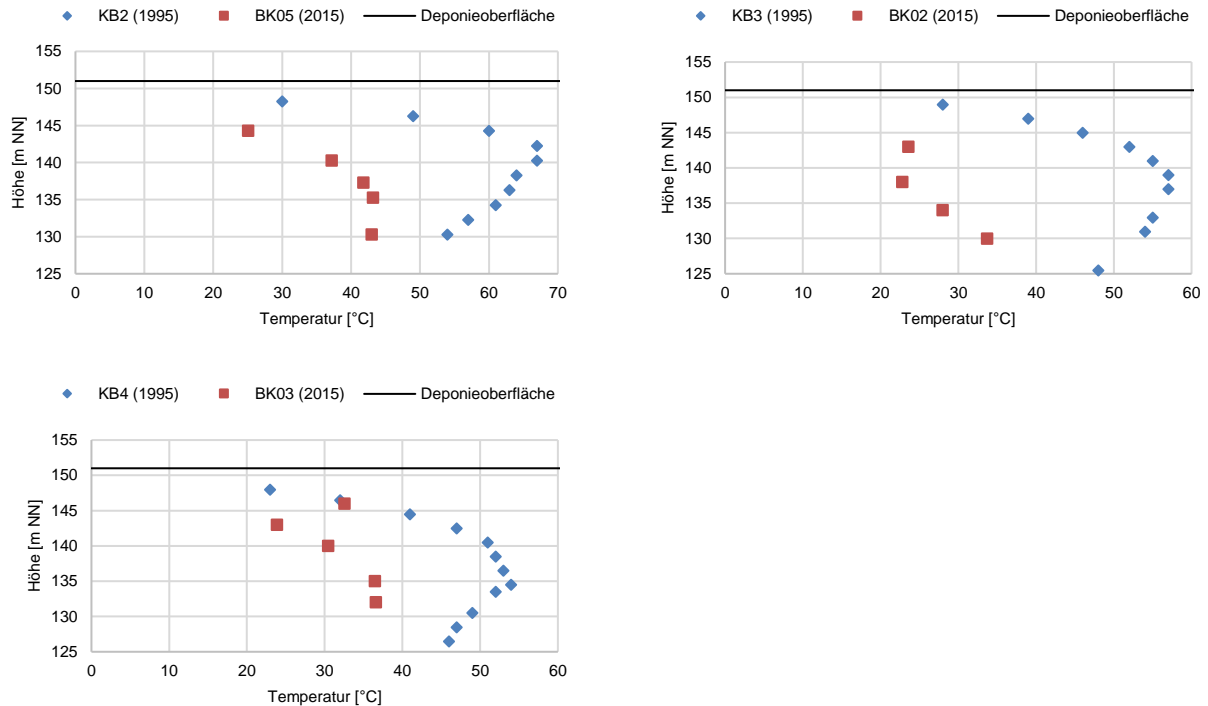


Abbildung 4-2: Vergleich ausgewählter Temperaturmessungen des Jahres 2015 mit denen aus dem Jahr 1995

Gaszusammensetzung im Nahbereich der Bohrlöcher und in den Bohrlöchern

Weder in den Bohrlöchern noch in deren Nahbereich konnte CH_4 nachgewiesen werden. Im Nahbereich war H_2S ebenfalls nicht nachweisbar. Nur CO_2 konnte mit einer maximalen Konzentration von 0,17 Vol.-% im Nahbereich der Bohrlöcher nachgewiesen werden. Diese Konzentrationen sind aber auf die Abgase des Bohrgerätes zurückzuführen.

Die Gaskonzentrationen wurden in den einzelnen Tiefen jeweils mehrfach im Intervall von mehreren Minuten gemessen, um die Zusammensetzung des nachströmenden Gases zu bestimmen. Bei den Messungen ist zu beachten, dass es je nach Randbedingungen im Bohrloch (nur geringfügig erhöhte Temperaturen, geringer Gasdruck) zu einem Austausch mit der Umgebungsluft kommen kann, so dass u.U. erhöhte Sauerstoffgehalte auch in tieferen Schichten nachweisbar sind. Die Gaszusammensetzungen über die Tiefe der einzelnen Bohrlöcher sind somit sehr unterschiedlich (*Abbildung 4-3*). So nehmen die Sauerstoffgehalte in den Bohrungen BK01, BK02 und BK05 über die Tiefe ab, während bei den Bohrungen BK03 und BK04 insgesamt eine zunehmende Tendenz bei den Werten über die Tiefe erkennbar ist. Bei CO_2 verhält es sich umgekehrt. Auffällig sind die sehr hohen H_2S -Werte von 38,1 Vol.-ppm im oberflächennahen Bereich von BK01 und von 24,4 Vol.-ppm im mittleren Bereich von BK04. Die hohen Konzentrationen sind ein Hinweis auf reduzierende Milieubedingungen. Während in BK01 die Konzentrationen bei den drei Wiederholungsmessungen stark zunehmen, nehmen sie in BK04 ab. In BK01 strömt Gas mit einem erhöhten Schwefelwasserstoffgehalt nach, während in BK04 nur wenig nachströmt und die Konzentration als Folge des Vermischens mit anderen Gasen abnimmt. In der Bohrung BK03 liegen auch erhöhte Konzentrationen von bis zu maximal 5,9 Vol.-ppm im oberen Profilbereich vor, auch hier ist eine Abnahme der Werte in den Wiederholungsmessungen erkennbar. In den übrigen Bohrungen liegen die Konzentrationen unterhalb von 2 Vol.-ppm.

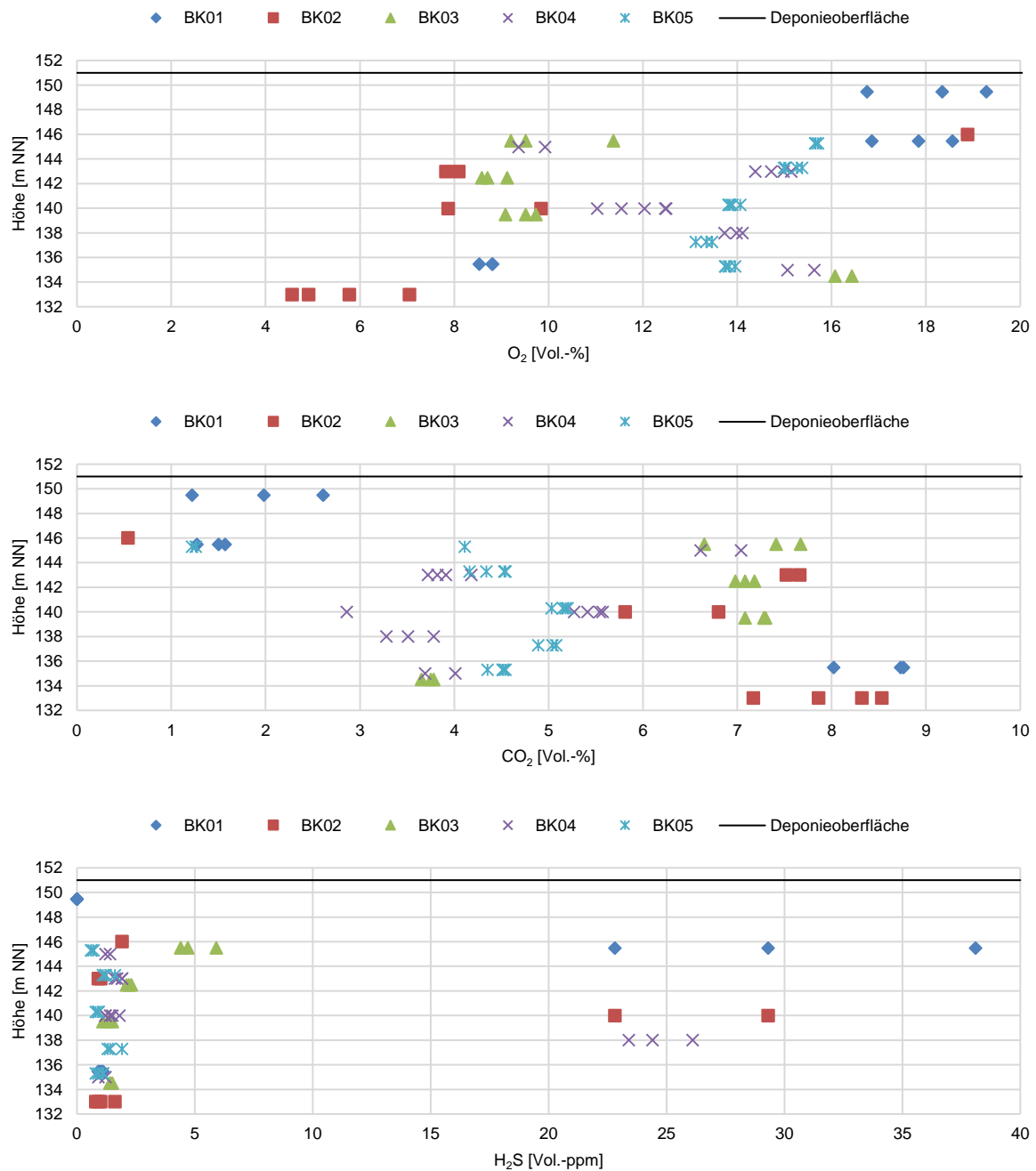


Abbildung 4-3: Gaszusammensetzung über die Tiefe der Bohrkern (CDM Smith GmbH, 2015)

Staubmessungen und Messung von Asbestfasern

Die Staubmessungen im Nahbereich der Bohrungen zeigen, dass der zulässige Grenzwert für PM₁₀ der 39. Bundesimmissionsschutzverordnung (39. BImSchV, 2016) von maximal 50 µg/m³ (über den Tag gemittelt) während der Bohrarbeiten eingehalten wird (Abbildung 4-4). Der maximale Wert für PM₁₀ wird bei den Bohrarbeiten am Bohrkern BK03 mit 47,38 µg/m³ erreicht. Ebenso wird der Zielwert für PM_{2,5} der 39. BImSchV von 25 µg/m³ deutlich eingehalten, der Maximalwert betrug 6,9 µg/m³, ermittelt ebenfalls während der Bohrung BK03 (Abbildung 4-4). Asbest wurde in der Umgebungsluft im Nahbereich der Bohrungen nicht nachgewiesen.

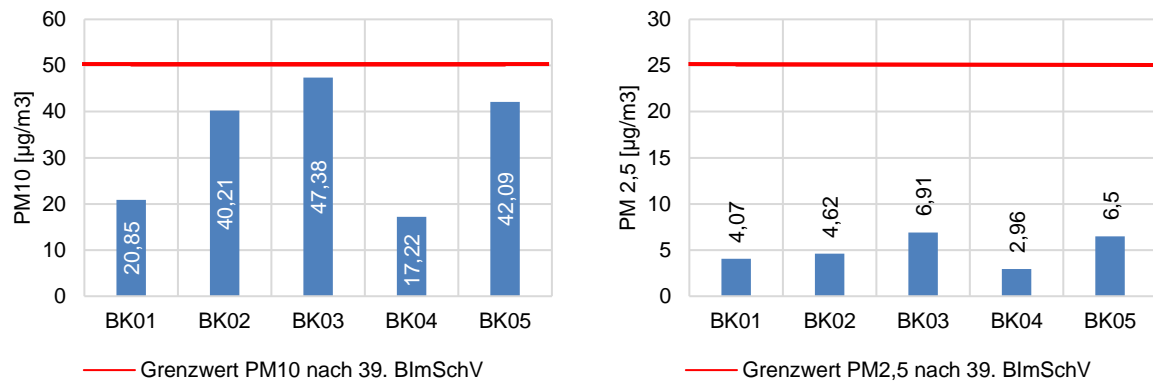


Abbildung 4-4: Über den Tag gemittelte Immissionswerte für Partikel PM_{10} und $PM_{2,5}$ im Nahbereich der Bohrungen (CDM Smith GmbH, 2015)

4.2 Grundcharakterisierung der MVA-Schlacke

4.2.1 Erstansprache vor Ort

In Folge der thermischen Behandlung sind bei der MVA-Schlacke kaum noch einzelne Abfallkomponenten zu erkennen. Neben Schlacke konnten Bauschutt, Metallteile, Keramik, Glas und bodenähnliche Materialien sowie Unverbranntes erkannt werden (Abbildung 4-5).



Abbildung 4-5: Bestandteile der MVA-Schlacke (Keramik, Stoffreste, Bauschutt, Metalle und Glas)

Bei der Erstansprache des Bohrgutes wurde vornehmlich auf die Unterschiede bei der Materialstückgröße, dem Gefüge (körnig oder Konglomerate) und der Färbung geachtet. Die angetroffenen Schichten wurden gemäß DIN 4022 (1981) bzw. DIN EN ISO 14688 (2013) beschrieben. Die Zusammensetzung der mineralischen Abdichtung zwischen dem Oberbodenmaterial und der Schlacke ist in *Tabelle 4-1* dargestellt. Die Abdichtung hat eine Mächtigkeit von ca. 2,5 und 4,6 m und besteht größtenteils aus hellbraunem, meistens feinsandigem, schwach kiesigem Schluff. Die eigentliche Auffüllung mit Schlacke wurde in einer Mächtigkeit zwischen 14,9 und 17,2 m angetroffen. Dies stellt aber vermutlich nicht

die vollständige Mächtigkeit der abgelagerten Schlacke dar, da nicht tiefer gebohrt wurde, um die Basisabdichtung nicht zu zerstören. Die Einstufung erfolgte überwiegend als kiesiger Sand, wobei sich einzelne Lagen deutlich feinkörniger darstellten und somit als sandiger, kiesiger Schluff angesprochen wurden. Diese feinkörnigen Lagen sind häufig sehr feucht und weisen eine dunkelgraue Färbung auf. Die Konsistenz dieser Lagen bewegt sich zwischen weich und steif. Die enthaltenen Kieskomponenten bestehen zum überwiegenden Teil aus porösen, keramikartigen, amorphen Materialgemischen mit unterschiedlichen Anteilen an Nebenbestandteilen (Tabelle 4-2).

Tabelle 4-1: Mächtigkeit und Zusammensetzung der Überdeckung der MVA-Schlacke (bfm-wi, 2015)

Bohrung	Unterkante Oberboden [m u. GOK]	Unterkante der mineralischen Abdichtung [m u. GOK]	Material der Überdeckung
BK01	0,1	3,1	Löss mit Fremdbestandteilen (Bauschutt, Steine) < 5 Vol.-%
BK02	0,1	4,7	Überwiegend Löss; relativ inhomogen; lagenweise mit Fremdbestandteilen (Bauschutt) rund 50 Vol.-%
BK03	0,05	2,6	Bis 2,1 m Löss; Fremdbestandteile (Bauschutt) < 5 Vol.-%, darunter bis 2,6 m schwach kiesiger; schluffiger Sand
BK04	0,1	2,6	Löss ohne Fremdbestandteile (Bauschutt)
BK05	0,1	2,8	Lagenweise Ton und Löss; inhomogen; Fremdbestandteile rund 10 Vol.-%

Tabelle 4-2: Aufgefüllte MVA-Schlacke (bfm-wi, 2015)

Bohrung	Mächtigkeit der durchteuften Schlacke [m]	Material der Schlacke
BK01	14,9	Feinkörnige Schlacke mit wiederholt größeren Bestandteilen (aufgrund der Färbung vermutlich erhöhte Metallgehalte); in einigen Schichten wiederholt Unverbranntes zu erkennen; Anteil an Bauschutt nimmt in den unteren Schichten leicht zu; Schlacke ist feucht (Wasser tritt nicht aus)
BK02	15,3	Schlacke sehr feucht und feinkörnig; anschließend variiert die Materialstückgröße von fein- bis grobkörnig; Feuchtegehalt nimmt in den unteren Schichten ab; Bauschutt in den untersten Schichten deutlich erhöht
BK03	15,4	Schlacke anfangs grobkörnig und etwas feucht; mit zunehmender Tiefe wird die Schlacke feinkörniger und die Feuchte steigt; bei 7 m u. GOK Bereich mit erhöhten Metallanteilen erkennbar; bei 10 m u. GOK Schluffschicht erkennbar mit anschließender 1,5 m mächtigen Bauschuttschicht; bis maximale Bohrtiefe auffällig hoher Anteil an Metalleinschlüssen
BK04	15,4	Zunächst Bauschutt; mit zunehmender Tiefe immer stärker mit feinkörniger Schlacke vermischt; Schlacke nur etwas feucht und mit Unverbranntem versetzt; Bereich um 11,5 m u. GOK sehr feucht ab 15 m u. GOK Anteil an Feinmaterial (Stäube) sehr hoch (vereinzelt zu grobkörnigen Konglomeraten verpresst); bis zur Basis nimmt der Anteil an Bauschutt wieder zu
BK05	17,2	Schlacke feinkörnig und verdichtet; Feuchteanteil nimmt stark zu bis zu einer Tiefe von 10 m u. GOK (kein Wasseraustritt); ab 12 m u. GOK feinkörnige Schlacke die teilweise stark verpresst und nur etwas feucht ist

Die gesamte Schlacke weist, ohne die Berücksichtigung einzelner grober Komponenten, meistens eine graue Färbung auf. Nur einige Tiefenbereiche der Bohrkerns weisen eine Braunfärbung auf. Dabei handelt es sich um eine Verwitterung durch Korrosion der Metalle (vornehmlich Eisen) im geologischen Sinne aufgrund von Feuchtigkeit in der Deponie.

4.2.2 Materialstückgrößenverteilung und stoffliche Zusammensetzung

Materialstückgrößenverteilung

Zur Kennzeichnung des Materialstückspektrums der MVA-Schlacke wurden sowohl Trocken- als auch Nasssiebungen durchgeführt. Zusätzlich wurde die ausgebaute MVA-Schlacke mit ihrem Wassergehalt (WG) bei der Probenahme gesiebt. Durch die Nasssiebung sollte überprüft werden, inwieweit Anhaftungen von Feinmaterialien an den Grobbestandteilen vorliegen und es zu einer Verschiebung in den Feinbereich bei der Nasssiebung kommt. Diese Fragestellung kann für eine Aufbereitung der Schlacken von Bedeutung sein, da feines, feuchtes Material eher zum Verklumpen neigt und damit zu geringeren Ausbringungsmasse in der Feinfraktion führt. Die entnommenen Feststoffproben wurden entweder als Mischprobe über die gesamte Profilhöhe gesiebt, oder es wurden einzelne Schichten getrennt abgeseibt. Damit ist sowohl ein Vergleich der Bohrungen untereinander, als auch ein Aufzeigen der verschiedenen Materialstückgrößen über die Ablagerungshöhe möglich. Für die Kennzeichnung der Materialien in Bezug auf ihren Durchmesser wurden die Bezeichnungen aus der Bodenmechanik angesetzt, wobei zu beachten ist, dass sie sich lediglich auf die Stückgröße und nicht auf weitere chemisch-physikalische Eigenschaften bezieht (z.B. Schlufffraktion bedeutet nur, dass das Material $< 0,063$ mm ist). Die unterschiedlichen Sieblinien der Mischproben für BK02 und BK03 (Abbildung 4-6) verdeutlichen, dass sich die MVA-Schlacke insgesamt relativ feinkörnig darstellt (*DIN 4022, 1981, DIN EN ISO 14688-1, 2013*). Der Anteil > 20 mm beträgt nur ca. 5 Ma.-%. Bis zur Materialstückgröße von 2 mm (Kiesfraktion ca. 42 Ma.-%) sind die Unterschiede in den Bohrungen sehr gering. Schlacken einer Stückgröße von 1 bis 2 mm liegen vor allem in der Siebung der MVA-Schlacke mit WG bei der Probenahme in erhöhten Anteilen (ca. 25 Ma.-%) vor, während der Anteil in den beiden anderen Bohrungen mit ca. 13 Ma.-% deutlich geringer und nahezu gleich groß ist. Die Ursache für den Unterschied kann anhand der Mischprobenbildung nicht angegeben werden. Bei unverbrannten Abfällen sind infolge des unterschiedlichen Wasserbindungsvermögens der einzelnen Abfallarten große Unterschiede bei einer Siebung mit dem WG der Probenahme und dem getrockneten Abfall zu erwarten. Der WG der Gesamtprobe ist mit 10,8 Ma.-% (FS) gering. In den einzelnen Siebfraktionen wurden WG im Bereich von 5,4 Ma.-% (FS) bis maximal 16,9 Ma.-% (FS) ermittelt. Tendenziell ist eine Zunahme des WG mit kleinerer Stückgröße erkennbar. Der Verlauf der Sieblinien zeigt, dass ein Einfluss des WG kaum feststellbar ist. Gegenüber dem getrockneten Material ergeben sich vor allem bei den feinen Materialien erhöhte Anteile, die Differenz beträgt aber maximal 1 Ma.-%.

Die *Abbildung 4-6* zeigt auch den Unterschied zwischen der Nass- und Trockensiebung der Mischproben von BK02 und BK03. Die Kurvenverläufe zeigen, dass der Anteil der Feinfraktion, der mit Wasser auswaschbar ist, insgesamt gering ist. Ab einer Stückgröße von 1 mm liegen die Kurven der Nasssiebung über denen der Trockensiebung, was darauf hinweist, dass der Feinanteil zugenommen hat. Es werden ca. 2 bis 5 Ma.-% ausgewaschen, wobei in der Bohrung BK03 der Anteil höher ist. Insgesamt ist der ermittelte Anteil an der Feinfraktion < 4 mm mit ca. 61 Ma.-% sehr hoch. Im *Anhang* in der *Anlage 6* sowie *Anlage 7* ist beispielhaft die Fotodokumentationen für die Trocken- bzw. Nasssiebungen der Mischprobe des Bohrkerns BK03 beigefügt. Bei der Trockensiebung zeigt sich deutlich, dass in den mittleren Siebschnitten ein erhöhter Anteil an der Feinfraktion enthalten ist, der nicht durch das Trockensieben in die nächst kleineren Siebschnitte überführt wurde. Bei genauerer Ansicht ist auch zu erkennen, dass diese feinen Partikel sehr fest an den größeren Materialstücken gebunden sind und auch bei der durchgeführten Nasssiebung des Bohrkerns BK03 nur zu einem geringen Teil heruntergewaschen werden. Somit kann angenommen werden, dass der tatsächliche Anteil der Feinfraktion höher liegt als durch die Trocken- bzw. Nasssiebung festgestellt wurde. Auch zeigt sich vor allem bei den Siebschnitten von $> 31,5$ mm bis 8 mm die Inhomogenität der Materialien mit den Fremdanteilen wie z.B. Glas.

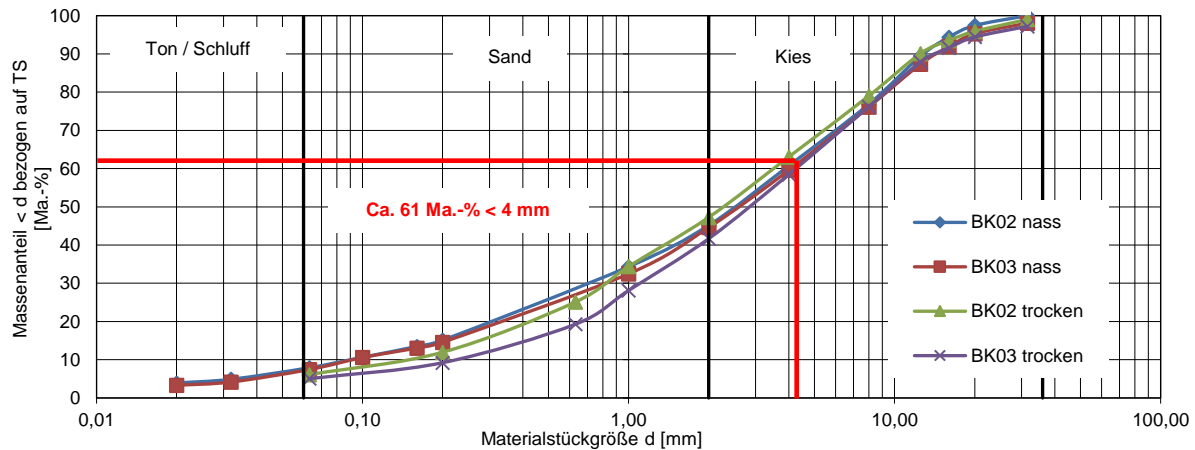


Abbildung 4-6: Sieblinien der Materialien der Bohrungen BK02 und BK03

Als Folge des hohen Eigengewichtes der Schlacken sowie der Alterungsprozesse im Deponiekörper kann es zu einer Zerkleinerung der MVA-Schlacken kommen, so dass im unteren Deponiebereich feinere Bestandteile sich konzentrieren (Huber et al., 1996; Pfrang-Stotz und Reichelt, 2005). Aus diesem Grund wurden Siebungen nach unterschiedlichen Ablagerungshöhen des Bohrkerns BK05 hergestellt, um zu ermitteln, inwieweit Unterschiede in der Stückgröße vorliegen. Der parallele Kurvenverlauf zeigt, dass über ein weites Materialstückgrößenspektrum die Schichten sehr ähnlich sind (Abbildung 4-7). Wird der Feinanteil < 4 mm in den einzelnen Entnahmetiefen betrachtet, so weist eine Schicht im mittleren Bereich den höchsten Anteil an Material < 4 mm auf. Dort liegt er um über 10 Ma.-% höher als in der unmittelbar darunterliegenden Schicht. Eine Zuordnung der Stückgröße zu bestimmten Bohrtiefen ist daher nicht möglich. Die Probe aus der untersten Schicht, wo auch verstärkt Filterstäube eingebaut wurden, weist in diesem Bereich ebenfalls einen erhöhten Anteil an Feinmaterial auf. Es kommt daher zu einer Überlagerung der Effekte der mechanischen Zerkleinerung mit der Inhomogenität der eingebauten Schlacken, wobei letzteres maßgebend für den Verlauf der Sieblinien ist. Durch zusätzliche mineralogische Untersuchungen in den einzelnen Ablagerungshöhen kann ermittelt werden, ob es sich um grundverschiedene Materialien oder um zerkleinertes Material handelt. Dies war jedoch nicht Gegenstand der Untersuchungen.

Im Vergleich der Nasssiebungen der Bohrkerns BK02 und BK03 mit denen einer Nasssiebung von MVA-Schlacken aus 2017 zeigt sich deutlich, dass der Anteil der Feinfraktion in den mittleren Siebschnitten sehr hoch ist (Abbildung 4-8). Ab einer Stückgröße von 8 mm liegen die Kurven der Bohrkerns BK02 und BK03 deutlich über der Kurve der MVA-Schlacke aus 2017. Die maximale Abweichung der Kurven liegt bei ca. 15 Ma.-% bei einer Materialstückklasse von 2 mm.

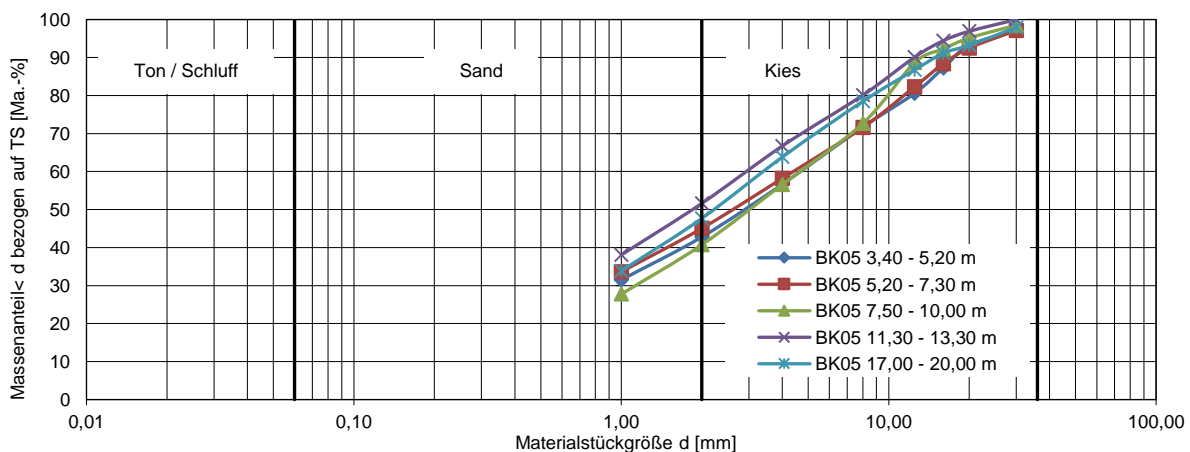


Abbildung 4-7: Sieblinien der Materialien des Bohrkerns BK05 differenziert nach Ablagerungstiefe

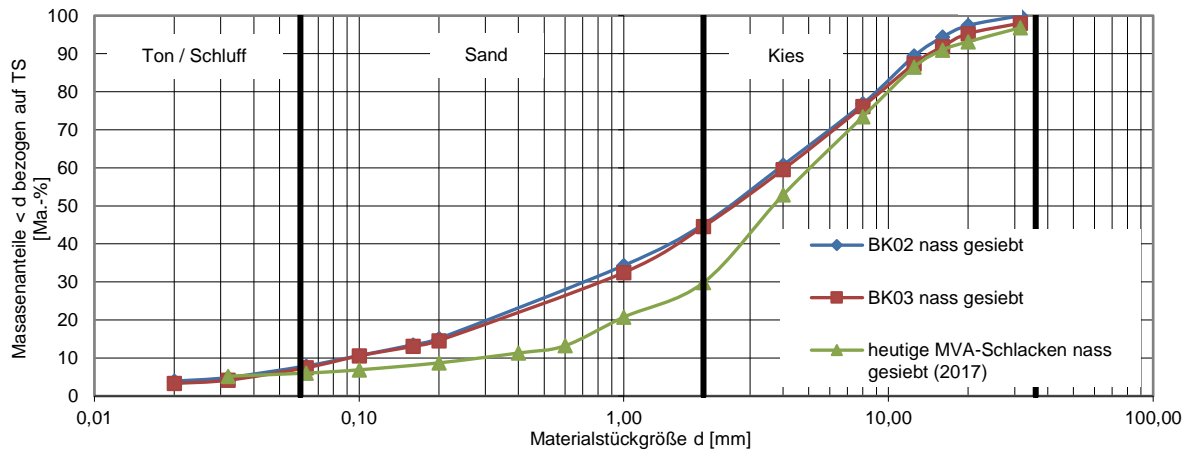


Abbildung 4-8: Sieblinien der Materialien der Bohrungen BK02 und BK03 im Vergleich zu heutigen MVA-Schlacken

Stoffliche Zusammensetzung

In der *Abbildung 4-9* sind die Ergebnisse der Sortieranalysen der nass gesiebten MVA-Schlacke dargestellt. Die Unterschiede in den Bohrungen BK02 und BK03 sind insgesamt eher gering. Wie bereits bei den ermittelten Sieblinien zu erkennen ist, stellt die nicht sortierbare Stoffgruppe < 4 mm mit ca. 63 bis 59 Ma.-% (nass gesiebt) den größten Anteil dar. Die Schlacken, Aschen und Schmelzprodukte bilden mit durchschnittlich ca. 29 Ma.-% für beide Bohrungen die wichtigste sortierte Stoffgruppe. Glas und Keramik haben mit ca. 8 Ma.-% nur einen kleinen Anteil an der Gesamtmasse. Metalle, die in Form von z.B. Schrauben oder Essbestecken erkennbar sind, liegen unter 1 Ma.-% vor. Es kann davon ausgegangen werden, dass der größte Teil der Metalle in den beim Verbrennungsprozess entstandenen MVA-Schlacken-Konglomeraten vorliegen (*Abbildung 4-10*).

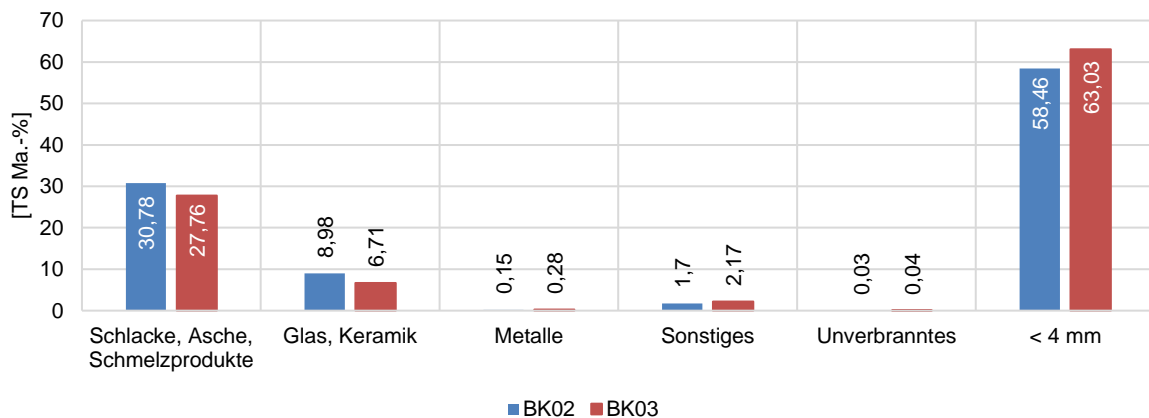


Abbildung 4-9: Sortieranalysen der MVA-Schlacke der Bohrungen BK02 und BK03 (nass gesiebt)



Abbildung 4-10: unterschiedliche Konglomerate mit unterschiedlichen Einschlüssen

Bei der stofflichen Zusammensetzung der einzelnen Siebschnitte der Bohrkerns zeigt sich, dass mit abnehmender Stückgröße der Anteil an Glas und Keramik zunimmt. Die erkennbaren Metallstücke, d.h. nicht in Schlacke/Asche eingebunden, liegen vor allem in der mittleren Fraktion des Bohrkerns BK03 vor (Abbildung 4-11).

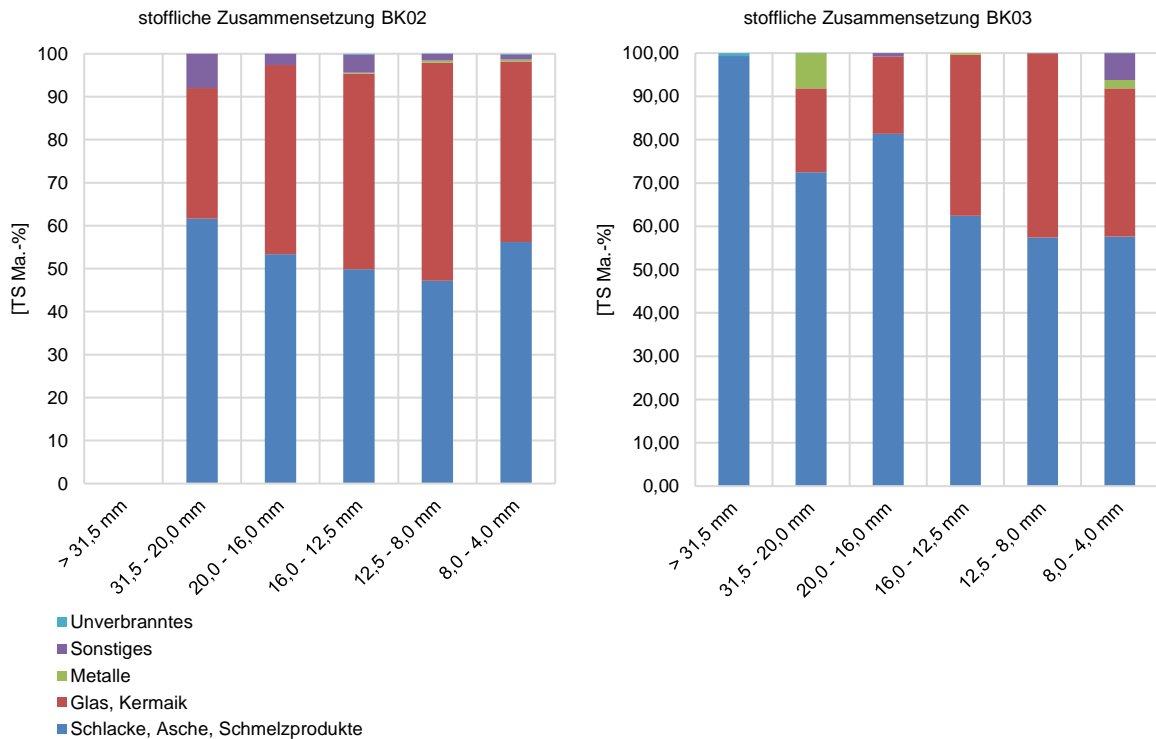


Abbildung 4-11: Sortieranaylisen der einzelnen Siebklassen der Bohrkerns BK02 und BK03 (nass gesiebt)

4.2.3 Chemische Analysen im Feststoff

Zur Kennzeichnung der MVA-Schlacke hinsichtlich des Gehaltes an zurückgewinnbaren Metallen, unerwünschten Schwermetallen und organischen Inhaltsstoffe sowie des Mobilisierungsverhaltens, wurden chemische Analysen an den entnommenen Feststoffproben der MVA-Schlacke durchgeführt.

Wassergehalt und Trockensubstanz

Die Bohrkerns weisen ein recht einheitliches Bild in den Wassergehalten (WG) auf, wobei sich eine allgemeine Abhängigkeit von der Höhe nicht feststellen lässt. Nur in den Bohrkerns BK05 und BK03 ist ein Anstieg der WG in den tieferen Bereichen der Deponie zu erkennen als mögliche Folge eines Sickerwassereinstaus infolge der Behinderung der Wasserbewegung in stärker verdichteten Schichten. Besonders auffällig ist dieser Anstieg im Bohrkern BK03 (Erhöhung um ca. 5 Ma.-% (FS)). Die WG aller Bohrkerns bewegen sich zwischen ca. 8 bis 20 Ma.-% (FS), wobei der Hauptteil der Analysen im Bereich von ca. 12 bis 15 Ma.-% (FS) liegt. Der höchste WG wurde in 133 m NN mit ca. 20 Ma.-% (FS) gemessen. *Abbildung 4-13* zeigt, dass sich die Durchfeuchtung der Deponie im Vergleich zu den früheren Messungen aus dem Jahr 1995 (KB2, KB3, KB4) verringert hat. Vor allem im oberen und mittleren Bereich der Deponie ist eine deutliche Abnahme zu erkennen. Die Ursache hierfür liegt im Aufbringen der mineralischen Oberflächenabdeckung, die eine geringe Wasserdurchlässigkeit für den auftretenden Niederschlag aufweist. Bei einer funktionierenden Abdeckung werden die Wassergehalte weiter langsam abnehmen, ein vollständiges Austrocknen wird jedoch nicht eintreten. Vornehmlich lagen die Wassergehalte im Jahr 1995 im Bereich von ca. 15 bis 20 Ma.-% (FS). Nur bei BK03 sind die Wassergehalte fast identisch mit denen des Jahres 1995 und in den tieferen Schichten der Deponie ist sogar eine Erhöhung des Wassergehaltes zu verzeichnen. Die durchgängige Durchfeuchtung des Deponiekörpers, wie in den Untersuchungen 1995 festgestellt, ist nach wie vor vorhanden.

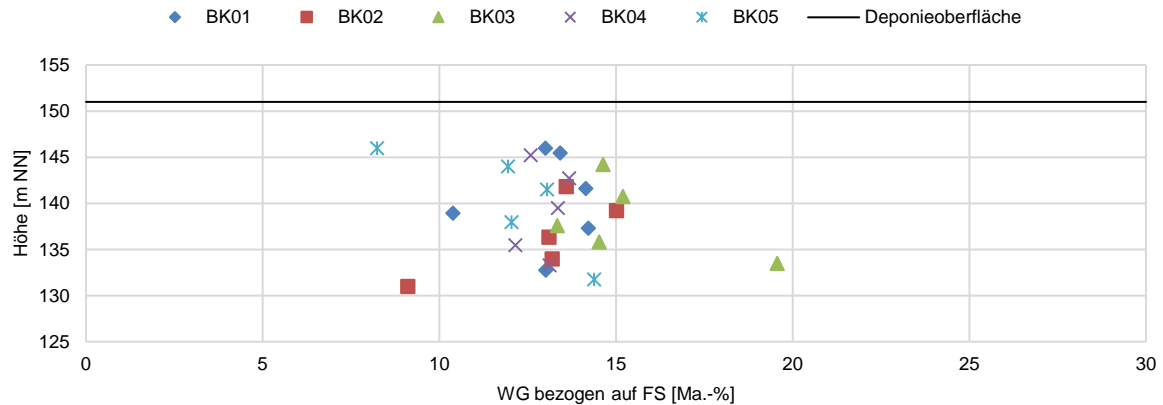


Abbildung 4-12: Wassergehalt der Bohrungen über die Höhe

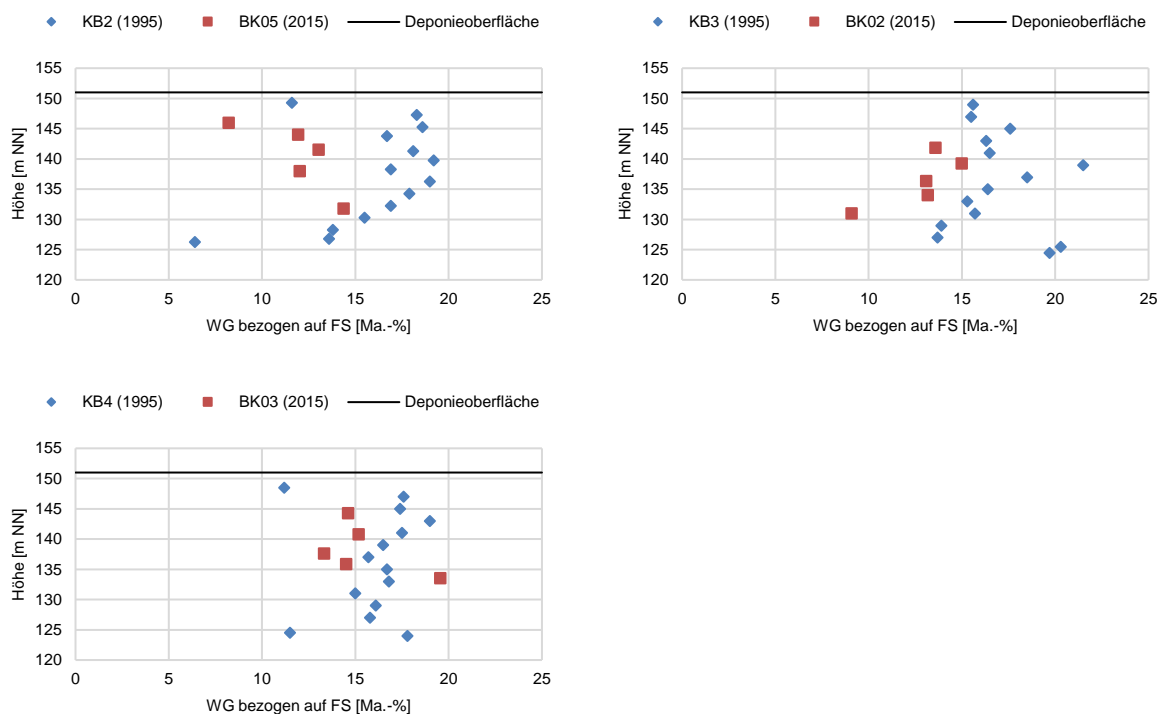


Abbildung 4-13: Vergleich ausgewählter Wassergehalte des Jahres 2015 mit denen aus dem Jahr 1995

Organikgehalt (Glühverlust und gesamter organischer Kohlenstoff)

Die Parameter Glühverlust (GV) und/oder der Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff (TOC) bestimmen den Kohlenstoffgehalt in Abfällen. Vor allem bei der Analyse des Glühverlustes kann es bei Schlacken, wegen der erhöhten Metall- und Carbonatgehalte, zu einer Beeinflussung der Ergebnisse durch chemische Prozesse während der Analyse kommen. Nach *Stämpfli, et al. (1990)* besteht der GV von MVA-Schlacken vornehmlich zu 60 Ma.-% aus organischem Kohlenstoff und die restlichen 40 Ma.-% bilden Carbonate und Hydratwasser. Mit zunehmender Ablagerungstiefe steigt der GV, bis er seinen maximalen Wert von ca. 5 Ma.-% bei 131,78 m NN erreicht. Aus den Literaturdaten geht hervor, dass typische Werte für den GV zwischen 2 bis 6,4 Ma.-% liegen. Werte von 3 Ma.-% oder darunter weisen auf einen hohen Grad des Ausbrandes hin (*Brunner, et.al., 1987*). Die ermittelten Werte für den GV über die Ablagerungshöhe liegen in einem relativ engen Bereich von ca. 3 bis 5,5 Ma.-% und deuten auf einen guten Ausbrand hin. Ebenso ist eine Zunahme der Werte über die Ablagerungshöhe zu erkennen. Mit sinkender Materialstückgröße steigt der Glühverlust bis auf eine maximale Konzentration von ca. 14 Ma.-% an. Auffällig ist hierbei, dass ein Anstieg erst in der Fraktion < 4 mm zu erkennen ist (*Abbildung 4-14*).

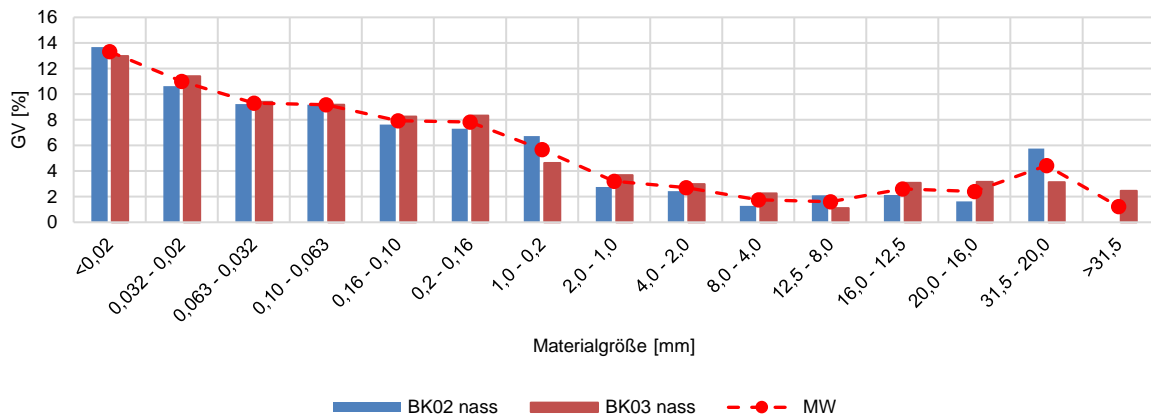


Abbildung 4-14: Glühverlust in Abhängigkeit der Materialstückklasse

Die *Abbildung 4-15* zeigt den TOC-Gehalte in allen Bohrkernen über die Ablagerungshöhe. Allein im Bohrkern BK05 ist eine Erhöhung der TOC-Gehalte mit zunehmender Ablagerungstiefe zu erkennen. Hierbei steigen die Werte für den TOC von ca. 1 auf 3 Ma.-%. In den übrigen Bohrungen liegen teilweise im oberflächennahen Bereich höhere Konzentrationen als in den darunterliegenden Schichten vor. In allen Bohrkernen bewegen sich die TOC-Gehalte in einem sehr engen Wertebereich (0,69 bis 1,93 %).

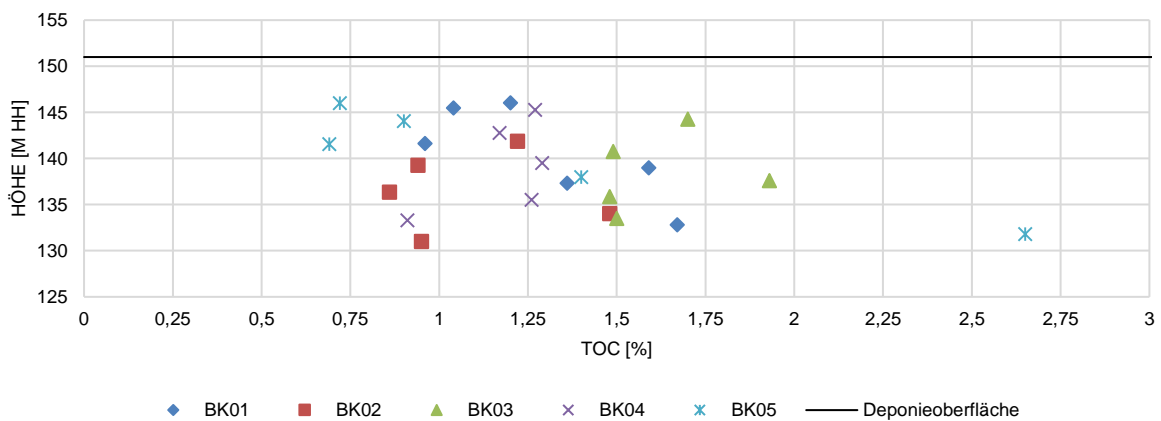


Abbildung 4-15: TOC im Feststoff über die Ablagerungshöhe

Mit sinkender Materialstückklasse steigt der TOC-Gehalt bis zu einem maximalen Wert von ca. 5 Ma.-%. Im Bohrkern BK03 sind in den größeren Materialstückklassen zunächst sehr hohe TOC-Gehalte zu beobachten, die sich bis zur Materialstückgröße 4 mm verkleinern und dann wieder ansteigen (*Abbildung 4-16*).

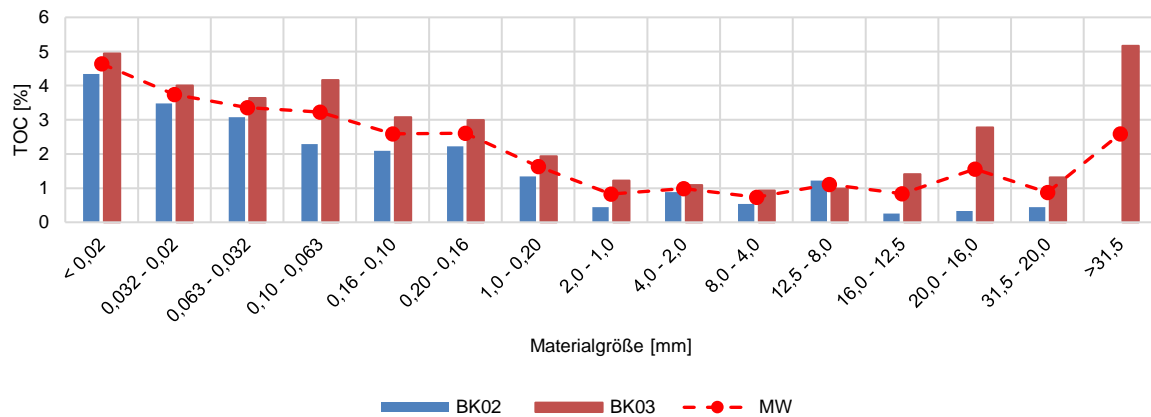


Abbildung 4-16: TOC im Feststoff in Abhängigkeit der Materialstückklasse

Für die Bohrung BK05 wurden sowohl der GV als auch der TOC bestimmt. Während bei dem GV eine stetige Zunahme der Werte über die Tiefe erfolgt, ergibt sich beim TOC ein differenziertes Bild. In den oberen drei Proben bis zu einer Bohrtiefe von ca. 10 m bleiben die TOC-Gehalte nahezu konstant, um dann vor allem in der untersten Probe sprunghaft anzusteigen (Abbildung 4-17). Die häufig verwendete Gleichung für die Bestimmung des TOC-Gehaltes aus dem GV (Gl. 5.1) nach (Ehrig, 1998) sollte hier keine Verwendung finden, da sonst zu hohe TOC-Gehalte ermittelt worden wären.

$$TOC = 0,47 \cdot GV$$

(Gl. 5.1)

TOC = gesamter organischer Kohlenstoff [Ma.-% TS]

GV = Glühverlust [Ma.-% TS]

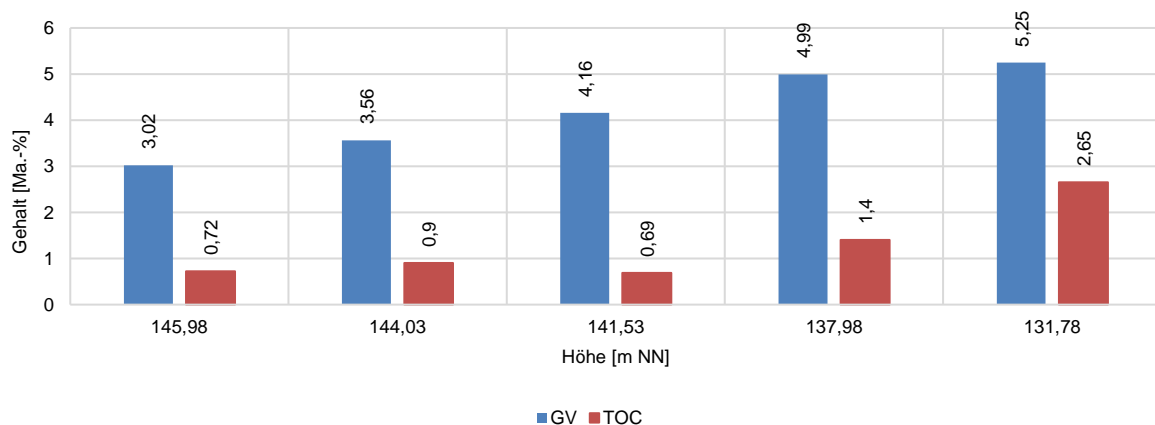


Abbildung 4-17: Vergleich der GV und der TOC-Gehalte in den Einzelproben der Bohrung BK05

GV und TOC haben eine große Bedeutung bei der Deklaration von Abfällen für den Einbau in eine Deponie der Klasse DK I oder DK II. Die zulässigen Werte gemäß des Anhangs 3 der *DepV (2016)* betragen für den GV 3 Ma.-% (DK I) bzw. 5 Ma.-% (DK II). Die zulässigen Werte für den TOC im Feststoff betragen 1 Ma.-% (DK I) bzw. 3 Ma.-% für DK II. In *Tabelle 4-3* sind die Analysen des GV und des TOC der Materialstückklassen < 4 mm und 4 bis 16 mm, die von der CDM Smith Consult GmbH in allen fünf Bohrungen untersucht wurden, dargestellt. Aus den Analysen ergibt sich, dass die Schlacken der Stückgröße 4 bis 16 mm die Zuordnungskriterien der *DepV* für beide Parameter sicher einhalten. Bei dem Feinmaterial < 4 mm werden nur die zulässigen TOC-Werte für die DK I überschritten.

Tabelle 4-3: GV und TOC-Konzentrationen im Feststoff der MVA-Schlacke der Materialstückklasse < 4 mm und 4 mm bis 16 mm aller Bohrkern im Vergleich zu den zulässigen Werten der DepV (CDM Smith Consult GmbH, 2015)

Parameter	Einheit	< 4 mm					DepV Anhang 3	
		BK01	BK02	BK03	BK04	BK05	DK I	DK II
GV	Ma.-%	8,3	5,1	6,5	4,0	5,0	≤ 3	≤ 5
TOC	Ma.-%	2,6	1,6	2,4	1,1	1,7	≤ 1	≤ 3
		4 - 16 mm						
		BK01	BK02	BK03	BK04	BK05	DK I	DK II
GV	Ma.-%	2,4	2,5	2,8	1,8	1,5	≤ 3	≤ 5
TOC	Ma.-%	0,9	0,3	1,0	0,2	0,005	≤ 1	≤ 3

Calciumcarbonat (CaCO_3) und Calcium (Ca)

Die Stabilität und die Alterationsprozesse der MVA-Schlacke werden wie in Kapitel 2.2.5 beschrieben durch die Reaktion des Ca als Calciumoxid (CaO) stark beeinflusst. Somit kommt es zu einem verstärkten Einbau und Fixierung der Schwermetalle in einer carbonatischen Phase (Huber, 1996; Pfrang-Stotz und Reichelt, 2005, Speiser, 2001). Schon in den Analysen aus dem Jahr 1995 war CaO nur noch in geringen Konzentrationen (2 Ma.-% bis 10 Ma.-%) nachweisbar (Kieser et al., 1995). Somit werden im nachfolgenden zunächst die Analysen für CaCO_3 – als Endprodukt der Carbonatisierung – dargestellt. Die ermittelten Konzentrationen für CaCO_3 über die Ablagerungshöhe liegen im Bereich von ca. 37 g/kg bis 65 g/kg (Abbildung 4-18). Die Verteilung in den einzelnen Bohrungen stellt sich tendenziell sehr unterschiedlich dar. Die oberen bis mittleren Ablagerungsschichten weisen die höchsten Konzentrationen auf. Zur Deponiebasis hin nehmen die Konzentrationen ab, wodurch eine Abhängigkeit von der Ablagerungshöhe erkennbar wird. Die sinkenden Konzentrationen von CaCO_3 mit zunehmender Ablagerungstiefe deuten auf eine Umwandlung des CaCO_3 zu Calciumhydrogencarbonat durch gelöstes CO_2 hin (Kapitel 2.5.2 Gl. 2-3), welches leicht löslich ist und ausgewaschen wird. Diese Annahme deckt sich auch mit den ansteigenden CO_2 -Konzentrationen hin zur Deponiebasis (Abbildung 4-3 Kapitel 4.1). Die Verteilung der Konzentrationen über die Materialstückklassen (Abbildung 4-19) in beiden Bohrungen zeigt, dass im groben Materialstückbereich > 31,5 mm bis 2 mm die Werte zwischen ca. 10 g/kg bis 48 g/kg schwanken. Ab der Materialstückklasse < 2,0 mm ist ein sprunghafter Anstieg zu verzeichnen. Die maximalen Konzentrationen liegen bei ca. 175 g/kg (BK02) bzw. ca. 209 g/kg (BK03) in der Materialstückklasse < 0,02 mm. Im Vergleich zu den Analysen aus dem Jahr 1995 zeigt sich, dass eine deutliche Abnahme der CaCO_3 Konzentrationen eingetreten ist (Abbildung 4-20). Die Konzentrationen in den Bohrungen KB2 und KB4 lagen damals im Bereich von ca. 80 bis 145 g/kg. Diese deutliche Konzentrationsabnahme zeigt zum einen, dass die Alterationsprozesse nahezu abgeschlossen sind und zum anderen die stetig voranschreitende Auswaschung der carbonatischen Bestandteile mit dem eindringenden Regenwasser.

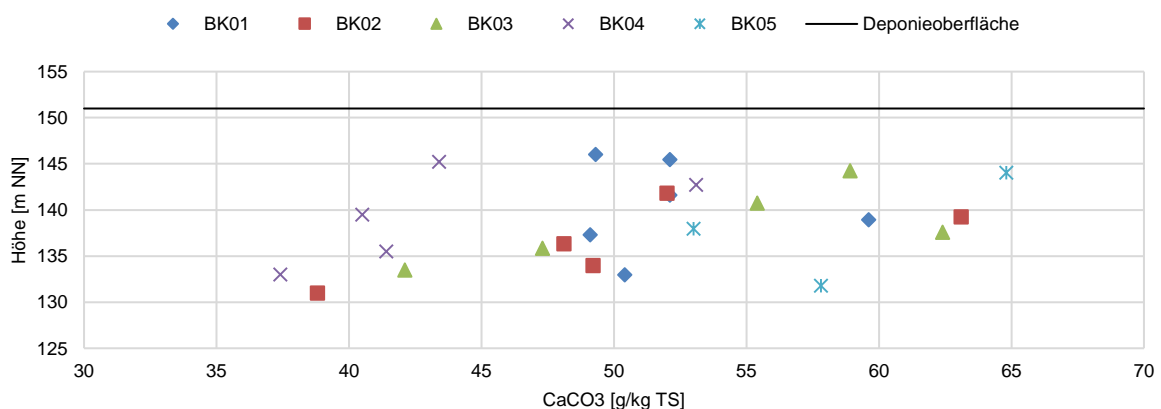


Abbildung 4-18: CaCO_3 im Feststoff über die Ablagerungshöhe

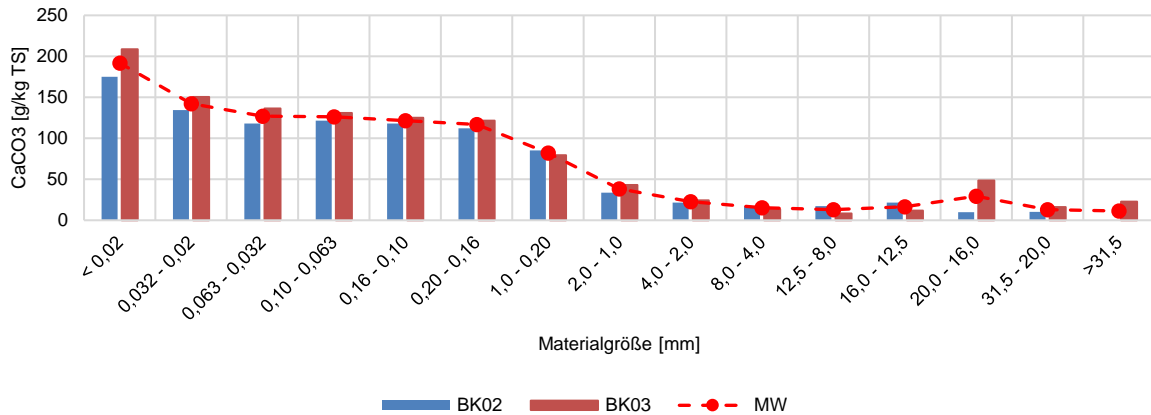


Abbildung 4-19: CaCO_3 im Feststoff in Abhängigkeit der Materialstückklasse

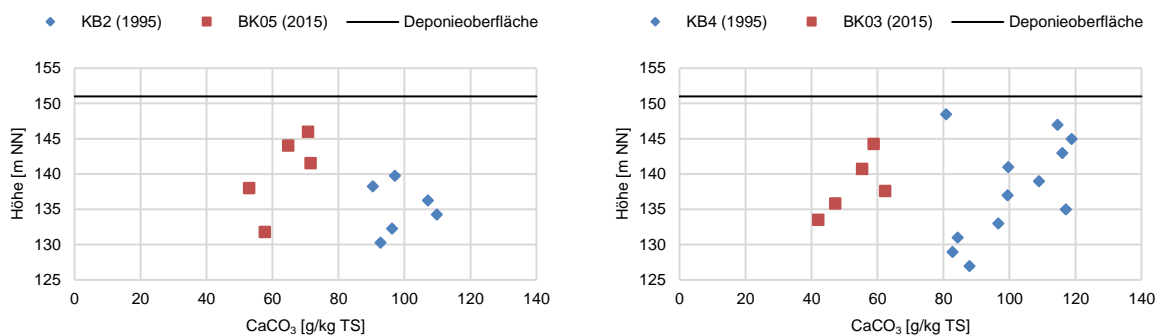


Abbildung 4-20: Vergleich ausgewählter CaCO_3 Konzentrationen des Jahres 2015 mit denen aus dem Jahr 1995

Ein ähnliches Bild wie bei den CaCO_3 Konzentrationen über die Ablagerungshöhe (Abbildung 4-21) und die einzelnen Materialstückklassen ergibt sich auch bei den Analysen für die Ca-Konzentrationen. Nur liegen die Werte durch die vielseitigen Calciumverbindungen (u.a. CaCl_2 , CaS) weitaus höher. So befindet sich die höchste Ca-Konzentration in den oberen Ablagerungshöhen mit einer maximalen Konzentration von ca. 235 g/kg TS (BK04 142,74 m NN). Die Konzentrationen sinken anschließend auf minimal ca. 101 g/kg TS (BK01 138,96 m NN).

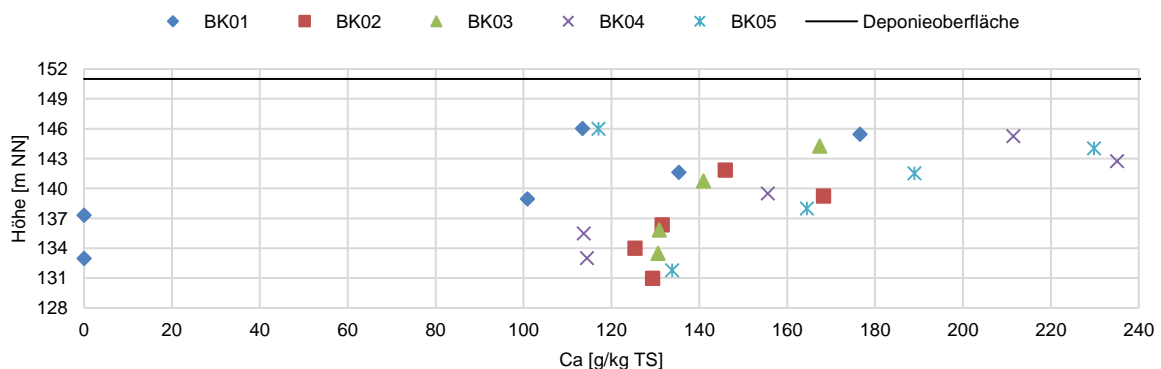


Abbildung 4-21: Ca im Feststoff über die Ablagerungshöhe

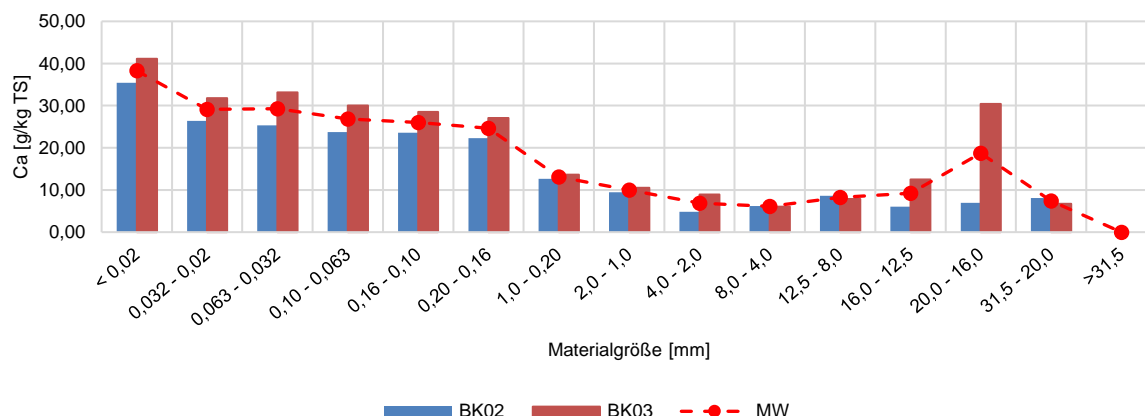


Abbildung 4-22: Ca im Feststoff in Abhängigkeit der Materialstückklasse

Mineralische Bestandteile

Ein Auszug aus den umfangreichen Röntgenfluoreszenz-Analysen von CDM Smith Consult GmbH zeigt *Tabelle 4-4*. Die mineralische Zusammensetzung der MVA-Schlacke zeigt, dass die wichtigsten Mineralphasen identifiziert werden können. Die Analysen zeigen ebenfalls, dass die mineralische Phase in Form von Siliziumoxid mit im Mittel ca. 40 Ma.-% (< 4 mm) bis 54 Ma.-% (4 bis 16 mm) erwartungsgemäß maßgebend ist. Die Unterschiede in den beiden untersuchten Fraktionen fallen hierbei deutlicher aus als bei den anderen Verbindungen. Vergleicht man die Konzentrationen mit denen aus der Literatur nach *Lam et al. (2010)* liegen sie fast um das Doppelte darüber. Auffällig ist auch die sehr hohe Konzentration von mineralischem Aluminium von max. ca. 17 Ma.-% in der Feinfraktion (< 4 mm) gegenüber den Angaben aus der Literatur mit ca. 8 Ma.-%. Die Analysen sind nur bedingt vergleichbar mit den Analysen aus 1995 im Bohrkern KB1, da diese sich auf Durchschnittswerte aus allen Proben der gesamten Erkundungstiefe beziehen. Eine Erklärung für die hohen Aluminiumoxid Konzentrationen ist die Umsetzung von metallischem Aluminium in Verbindung mit Luft (*Kapitel 2.2.5*).

Tabelle 4-4: Mineralische Zusammensetzung der MVA-Schlacke im Vergleich mit Literaturdaten und Analysen aus dem Jahr 1995

Verbindung	Einheit	BK01 ¹	BK02 ¹	BK03 ¹	BK04 ¹	BK05 ¹	Lam et al. (2010)	KB1 ²
		< 4 mm						
Tiefe [m u. GOK]		16 - 17	13 - 14	13 - 14	17 - 18	14 - 15		
SiO ₂	Ma.-%	37,30	46,15	42,67	36,93	38,25	26,31	48,76
Al ₂ O ₃	Ma.-%	14,44	16,79	16,09	13,62	15,58	7,69	9,36
CaO	Ma.-%	12,35	13,47	14,98	11,05	12,81	28,70	9,28
Fe ₂ O ₃	Ma.-%	19,52	10,18	11,65	14,43	7,68	6,02	13,76
MgO	Ma.-%	2,19	2,28	2,59	1,80	2,34	2,31	2,02
K ₂ O	Ma.-%	1,72	1,98	1,93	1,51	1,65	2,64	1,31
Na ₂ O	Ma.-%	4,19	2,51	2,43	3,72	2,86	7,71	4,20
		4 – 16 mm						
SiO ₂	Ma.-%	51,72	58,02	57,59	49,42	52,21	26,31	48,76
Al ₂ O ₃	Ma.-%	7,76	9,85	7,96	7,73	9,74	7,69	9,36
CaO	Ma.-%	9,13	10,81	11,09	8,98	9,86	28,70	9,28
Fe ₂ O ₃	Ma.-%	18,29	8,67	10,56	13,44	6,71	6,02	13,76
MgO	Ma.-%	2,19	1,86	2,06	1,33	1,69	2,31	2,02
K ₂ O	Ma.-%	1,16	1,36	1,27	1,14	1,24	2,64	1,31
Na ₂ O	Ma.-%	6,42	5,64	5,95	5,85	5,43	7,71	4,20

¹ CDM Smith Consult GmbH, 2015

² Kieser et. al., 1995

Metallgehalte im Feststoff

In den Feststoffproben der MVA-Schlacke wurden die Konzentrationen ausgewählter Metalle über die Ablagerungshöhe sowie deren Verteilung in Abhängigkeit von der Materialstückklasse ermittelt und mit Literaturwerten von *Reimann (1996)* verglichen. Bei den analysierten Metallen handelt es sich vor allem um Metalle, die auch unter wirtschaftlichen Randbedingungen für ein Recycling besonders interessant

sind (Kupfer, Aluminium, Eisen) sowie Schwermetalle, die bezüglich einer erneuten Ablagerung eventuell zu Problemen führen können (Cadmium, Blei, Zink). Bei den durchgeführten Analysen ist zu beachten, dass größere Metallstücke (Kabel, Schrauben, Baustahl, Bleche etc.) nicht berücksichtigt, sondern aussortiert wurden. Bei den Darstellungen über die Höhe der Metallkonzentrationen erfolgt keine Unterscheidung zwischen den einzelnen Bohrungen, da davon ausgegangen werden kann, dass ein Rückbau nur für den gesamten Deponiekörper in Frage kommt. *Abbildung 4-23* zeigt zunächst die Konzentrationen der analysierten Metalle der Mischproben für die Bohrkerne BK01 – BK05. Hierbei ist zu beachten, dass durch den logarithmischen Maßstab die Unterschiede in den Konzentrationen der Bohrkerne sehr gering erscheinen. Die höchsten Konzentrationen sind erwartungsgemäß beim Eisen zu finden (ca. 72.000 bis 130.000 mg/kg TS). Sie liegen im Wertebereich, der in der Literatur mit 4.000 bis 230.000 mg/kg TS angegeben ist. Aluminium weist neben Eisen die zweithöchsten Konzentrationen auf (32.610 bis 41.087 mg/kg TS). Hierbei ist zu beachten, dass nicht nur metallisches Aluminium nachgewiesen wurde sondern auch mineralisches Aluminium, welches sich über die lange Ablagerungszeit gebildet hat (*Abbildung 4-23*). Die Werte liegen im mittleren Bereich der Literaturangaben mit 21.900 bis 72.800 mg/kg TS. Die geringsten Konzentrationen wurden mit ca. 25 mg/kg TS an Cadmium bestimmt, wobei dieser Wert deutlich unter dem Maximalwert von 82 mg/kg TS liegt, der in der Literatur genannt wird. Die analysierten Konzentrationen für Kupfer liegen in einem engen Wertebereich von ca. 3.500 bis 4.500 mg/kg TS. Somit liegen sie im mittleren bis oberen Wertebereich der Literaturangaben (200 bis 7.000 mg/kg TS). Für Nickel liegen die Konzentrationen zwischen ca. 120 bis 540 mg/kg TS und somit ebenfalls im mittleren Bereich der Literaturwerte (500 bis 21.000 mg/kg TS). Die analysierten Konzentrationen für Blei liegen um ca. 1.500 mg/kg TS und schwanken kaum in den einzelnen Proben. Sie liegen im unteren bis mittleren Wertebereich der Literaturangaben (200 bis 17.000 mg/kg TS). Die Konzentrationen für Mangan liegen bei ca. 1.000 bis 2.000 mg/kg TS. Hierfür gibt es keine Vergleichswerte aus der Literatur.

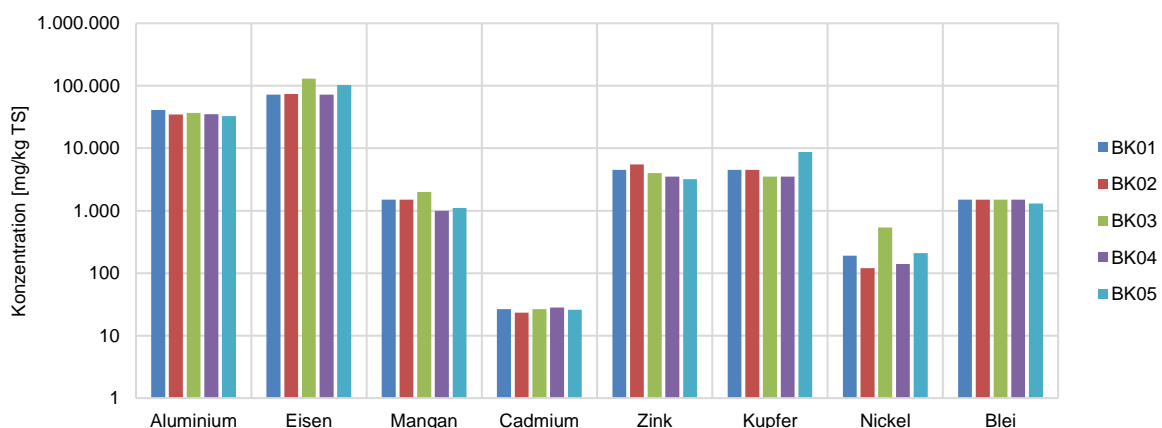


Abbildung 4-23: Schwermetallanalysen in den Mischproben der Bohrkerne BK01 bis BK05

Die Verteilung der Konzentrationen im Deponiekörper stellt sich für die einzelnen Metalle unterschiedlich dar. Im *Anhang* in der *Anlage 8* sind alle Ergebnisse der Feststoffuntersuchungen bezüglich der enthaltenen Metalle in der MVA-Schlackedeponie Offenbach für alle fünf Bohrkerne über die Ablagerungshöhe dargestellt. Bei Eisen (*Abbildung 4-24*) nimmt die Konzentration zur Deponiebasis hin stark zu. In den tiefsten Schichten der Deponie wurden Konzentrationen von bis zu 155.000 mg/kg (130,99 m NN) analysiert. Es besteht hierbei ein eindeutiger Zusammenhang zwischen der Ablagerungstiefe und der Zunahme der Eisenkonzentration. Solch ein eindeutiger Zusammenhang kann bei den Materialstückklassen nicht nachgewiesen werden (*Abbildung 4-25*). Die Eisenkonzentrationen zeigen mit kleiner werdender Materialstückklasse Konzentrationen in der Größenordnung von ca. 100.000 mg/kg, jedoch die höchste Konzentration (ca. 260.000 mg/kg) in der grobfractionierten MVA-Schlacke analysiert wurde. Somit gibt es keine wesentlichen Unterschiede zwischen den Materialstückklassen.

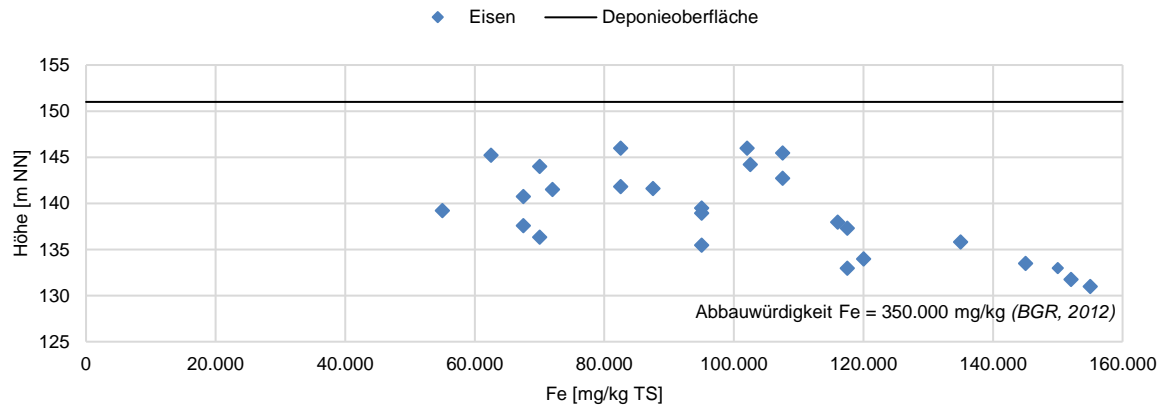


Abbildung 4-24: Fe-Konzentrationen im Feststoff über die Ablagerungshöhe

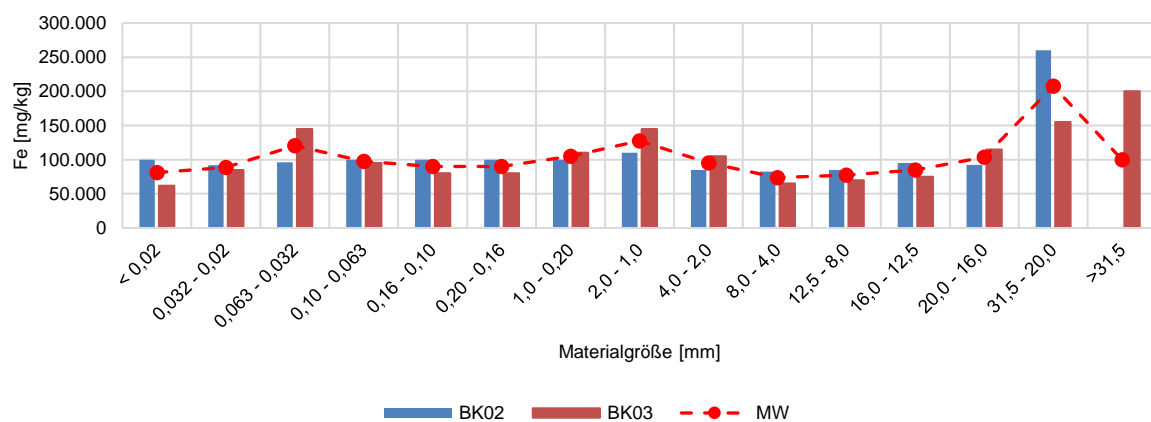


Abbildung 4-25: Fe-Konzentrationen im Feststoff in Abhängigkeit der Materialstückklasse

Die Konzentrationen für Aluminium sinken leicht mit abnehmender Ablagerungstiefe (*Abbildung 4-26*). Die Mehrzahl der gemessenen Konzentrationen schwankt zwischen ca. 30.000 mg/kg TS und 42.000 mg/kg TS. Die maximale Konzentration von ca. 56.750 mg/kg TS wurde in einer Ablagerungstiefe von 132,96 m NN angetroffen. Die höheren Konzentrationen an Aluminium in den obersten Ablagerungsschichten lassen sich vor allem aus dem Anteil an aluminiumbeschichteten Verbundmaterialien im Restmüll erklären. Bei den Analysen ist aber zu beachten, dass hierbei das gesamte Aluminium (metallisch und mineralisch) analysiert wurde. Der Anteil an mineralischem Aluminium liegt mit durchschnittlich 15 Ma.-% (BK01 bis BK05) – gegenüber den Literaturangaben nach *Lam et al. (2010)* mit ca. 8 Ma.-% recht hoch. Die Aluminiumkonzentrationen in Abhängigkeit von den Materialstückklassen zeigen deutlich eine steigende Tendenz ab der Materialstückklasse < 4 mm. Somit kommt es zu einer Anreicherung von Aluminium in den kleinen Materialstückklassen bis auf ein maximales Niveau von ca. 59.400 mg/kg TS (0,032 bis 0,02 mm bei BK03).

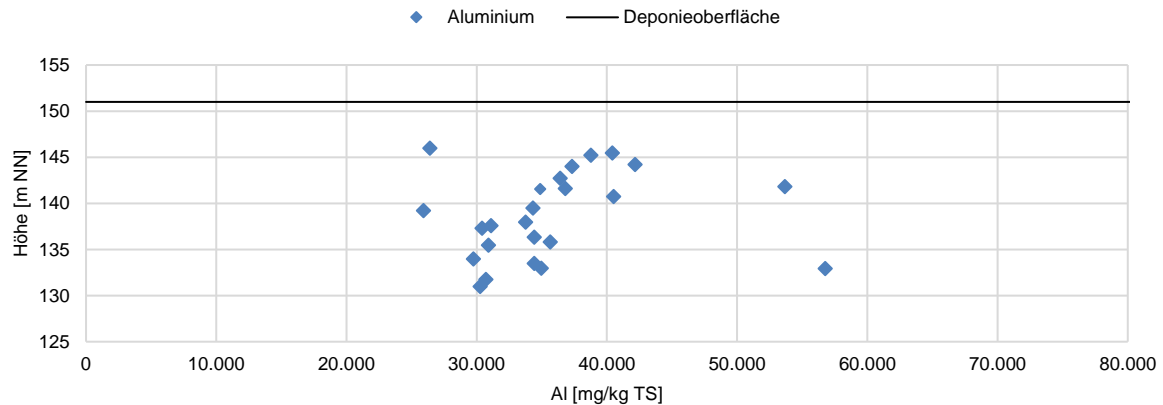


Abbildung 4-26: Al-Konzentrationen im Feststoff über die Ablagerungshöhe

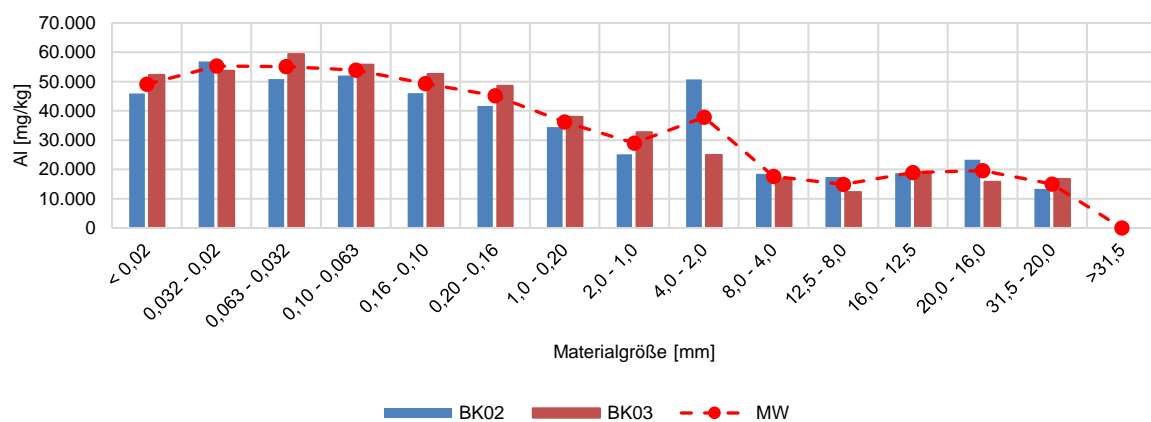


Abbildung 4-27: Al-Konzentrationen im Feststoff in Abhängigkeit der Materialstückklasse

Die Entwicklung der Konzentrationen von Zink über die Ablagerungshöhe und in Abhängigkeit von der Materialstückklasse ist in *Abbildung 4-28* dargestellt. Mit sinkender Ablagerungstiefe steigen die Zinkkonzentrationen leicht an. Die höchsten Konzentrationen über die Ablagerungshöhe wurden in den mittleren (ca. 8.000 mg/kg TS bei 139,24 m NN) und tiefen (ca. 4.000 mg/kg TS bei 130,99 m NN) Ablagerungsschichten der Deponie analysiert. Die Zinkkonzentrationen in Abhängigkeit von der Materialstückklasse (*Abbildung 4-29*) zeigen deutlich eine steigende Tendenz ab der Materialstückklasse < 16 mm. Somit kommt es zu einer Anreicherung von Zink in den kleinen Materialstückklassen bis auf ein Niveau von ca. 140.000 mg/kg TS (< 0,02 mm bei BK02). Die Aufkonzentration von Zink in den unteren Materialstückklassen sowie den untersten Schichten der Deponie ist wahrscheinlich damit zu erklären, dass Zink durch seine geringe Verdampfungstemperatur von 907 °C im Verbrennungsraum der MVA gasförmig gewesen ist und sich somit an den Feinstaubpartikeln angelagert hat, die vornehmlich in den untersten Ablagerungsschichten der Deponie eingebaut wurden. Des Weiteren besitzt Zink eine höhere Mobilität aus der Feststoffmatrix der Schlacke und kann somit leichter mit dem eindringenden Wasser über den Sickerwasserpfad ausgewaschen werden. In den untersten Schichten der Deponie kommt es zu einer Wiederanreicherung von Zink an den feineren Bestandteilen der Schlacke.

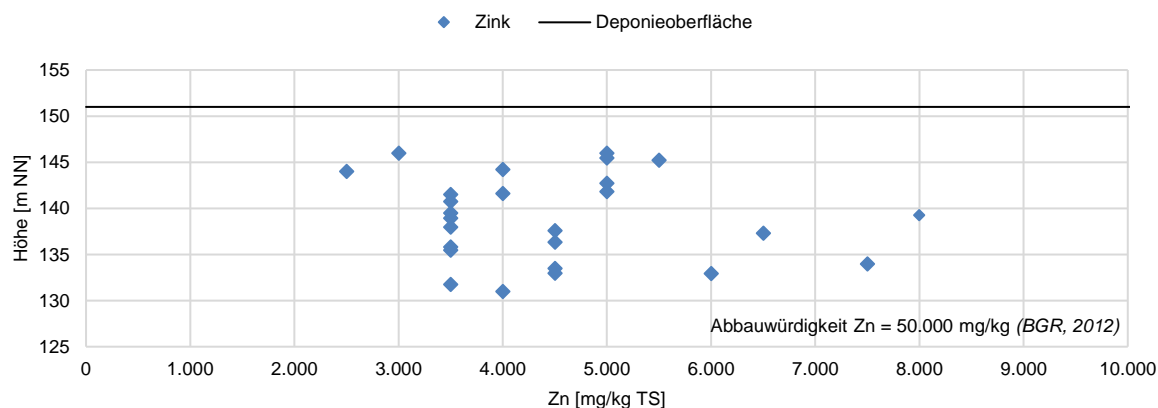


Abbildung 4-28: Zn-Konzentrationen im Feststoff über die Ablagerungshöhe

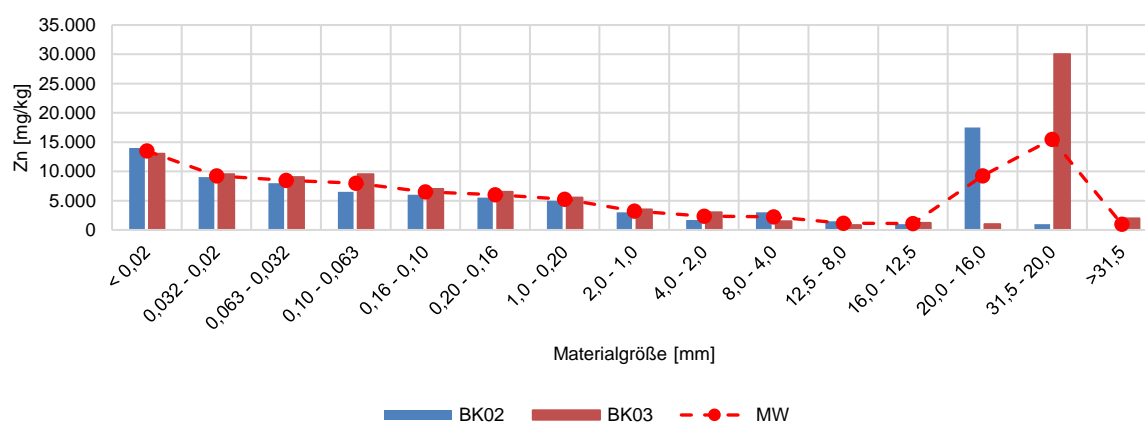


Abbildung 4-29: Zn-Konzentrationen im Feststoff über die Ablagerungshöhe und in Abhängigkeit der Materialstückklasse

Auffällig bei der Verteilung der Kupferkonzentrationen in den obersten Ablagerungsschichten der Deponie ist der Wert von ca. 30.000 mg/kg TS bei 145,98 m NN, der fast um den Faktor 10 über dem darunterliegenden Wert liegt (*Abbildung 4-30*). Wird dieser Wert außer Acht gelassen, ist eine Zunahme der Konzentrationen für Kupfer über die Ablagerungshöhe bis hin zu einer Konzentration von ca. 7.000 mg/kg TS bei 132,96 m NN zu erkennen. Die Verteilung der Kupferkonzentrationen über die Materialstückklassen (*Abbildung 4-31*) stellt sich sehr ungleichmäßig dar. Eine Abhängigkeit der Konzentration und der Materialstückklasse lässt sich nicht erkennen, wobei diese mehr oder weniger konstant über alle Materialstückklassen in einer Größenordnung von ca. 2.000 mg/kg TS verteilt sind. In den größeren Materialstückklassen sind die höchsten Konzentrationen zu finden (ca. 40.000 mg/kg TS bei 18 mm).

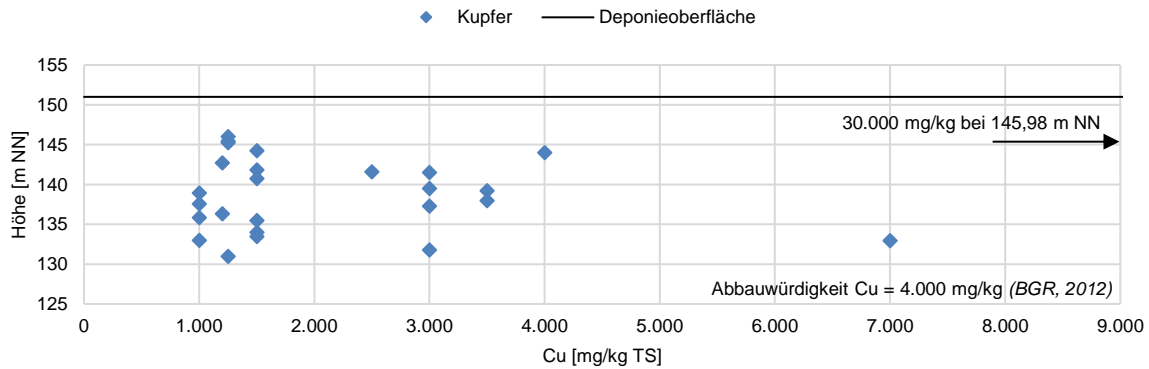


Abbildung 4-30: Cu-Konzentrationen im Feststoff über die Ablagerungshöhe

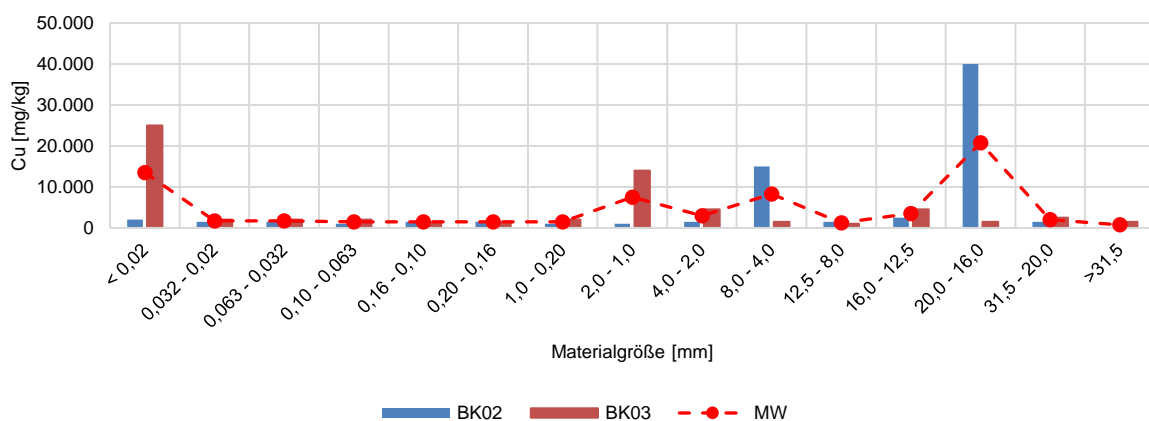


Abbildung 4-31: Cu-Konzentrationen im Feststoff in Abhängigkeit der Materialstückklasse

Zur genaueren Beurteilung der Konzentrationen an Metallen der MVA-Schlacke wurden Analysen der CDM Smith Consult GmbH herangezogen und diese mit aktuellen Analysen aus der Schlackenaufbereitungsanlage Flörsheim-Wicker (2014/2015) abgeglichen (*Tabelle 4-5*). Zusätzlich werden die Analysen noch denen anlässlich der Untersuchungen von 1995 gegenübergestellt. Der Vergleich der Ergebnisse zeigt, dass bei den meisten Metallen die Belastung in den Schlacken aus der Aufbereitungsanlage geringer ist als bei den älteren Schlacken aus der Deponie. Werden nur die MW betrachtet, so ergibt sich bei Kupfer eine deutliche Zunahme der Konzentrationen in der Schlacke aus der Aufbereitungsanlage. Dieser Anstieg ist vermutlich auf die vermehrte Entsorgung von Elektroschrott zurückzuführen. Nahezu gleiche Konzentrationen lassen sich bei Zink und Nickel finden. Bei den übrigen Metallen tritt teilweise eine deutliche Abnahme der Konzentrationen auf. Diese Abnahme ist vornehmlich auf die Umsetzung abfallwirtschaftlicher sowie politischer Maßnahmen zurückzuführen. Vergleicht man die Analysen mit denen des Jahres 1995, so lässt sich feststellen, dass bei einigen Metallen die Konzentrationen deutlich abweichen. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass bei den Analysen des Jahres 1995 kein Materialstückspektrum angegeben wurde. Somit dienen diese Analysen nur dem Aufzeigen des Wertebereiches, in denen sich die Konzentrationen der Metalle in der Deponie insgesamt befinden. Es kann aber davon ausgegangen werden, dass es zu keiner massiven Auswaschung der Metalle über den Sickerwasserpfad gekommen ist. Bestätigt wird dies auch durch die sehr niedrigen Konzentrationen im Sickerwasser (*Kapitel 3.1 Tabelle 3-3*).

Tabelle 4-5: Vergleich der Schwermetallkonzentrationen im Feststoff in frischen Schlacken aus der Aufbereitungsanlage Flörsheim-Wicker mit Analysen aus den Jahren 2015 und 1995

Parameter	Einheit	Aufbereitungsanlage Flörsheim-Wicker (2014/2015)			MVA-Schlackedeponie Offenbach (2015) ¹			MVA-Schlackedeponie Offenbach (1995) ²		
		< 4 mm						-		
		MIN	MAX	MW	MIN	MAX	MW	MIN	MAX	MW
Arsen	mg/kg TS	7	11	9,3	25	72	38	8	52	29
Blei	mg/kg TS	480	1.500	832,1	1.700	3.400	2.533	1.840	3.660	3.172
Cadmium	mg/kg TS	4,1	9,9	6,8	24	77	54	2,2	60	37
Chrom ges.	mg/kg TS	230	450	317	230	680	405	129	750	274
Kupfer	mg/kg TS	2.400	8.700	3947	1.400	3.300	2.050	2.50	4.650	3.098
Nickel	mg/kg TS	170	410	280	190	410	288	132	2.040	545
Quecksilber	mg/kg TS	0,05	0,2	0,09	0,2	4,6	2	1	3,6	2,4
Zink	mg/kg TS	3.500	5.000	4.314	3.200	6.700	4467	3.70	8.400	6.462

¹ CDM Smith Consult GmbH, 2015

² Kieser et. al., 1995

Magnetitbildung der MVA-Schlacke

Für eine Wertmetallrückgewinnung aus der MVA-Schlackedeponie Offenbach ist die Analyse der magnetischen und nicht-magnetischen Materialstückspektren für die nachhaltigen Rückbauszenarien von besonderer Bedeutung. Im ersten Schritt wurden mittels Handmagnet die einzelnen Materialstückklassen bis 0,2 mm untersucht. In der *Abbildung 4-32* sind die Ergebnisse für die Anteile an magnetischer MVA-Schlacke in den einzelnen untersuchten Materialstückklassen dargestellt. Es wird deutlich, dass wie in der Literatur dargestellt, die Feinfraktion (< 4 mm) zu einem nicht unerheblichen Anteil magnetisch ist (Weimer, K; Gronholz, C, 2011; König, T, 1993). So liegt der magnetische Anteil maximal bei durchschnittlich ca. 54 Ma.-% TS in der Materialstückklasse 4 bis 2 mm. Unterhalb von 2 mm sinkt der magnetische Anteil deutlich bis auf durchschnittlich ca. 13 Ma.-% TS (1 bis 0,2 mm) ab. Diese Tendenz ist wahrscheinlich auf die mechanische Beanspruchung bei der Deponierung durch die Auflast der MVA-Schlacke zurückzuführen, welche eine Abspaltung und Zerkleinerung der äußeren Magnetitschale – die sich durch den Versinterungsprozess mehr oder weniger intensiv an mineralischen Partikeln gebildet hat – zu Folge hat. Der nicht magnetische Anteil über alle untersuchten Materialstückklassen liegt um ein Vielfaches höher als der magnetische Anteil. Dies geht auch aus Literaturdaten nach Deike et al. (2012) hervor, wobei der magnetische Anteil, trotz eines geringen Eisengehaltes, hierbei bis auf ca. 70 Ma.-% TS (Materialstückspektrum 0,063 mm) im Mittel steigen kann.

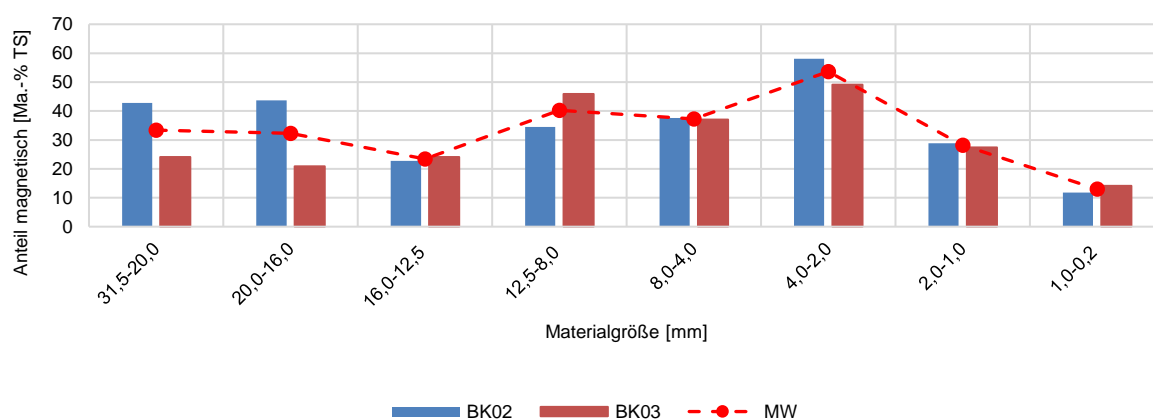


Abbildung 4-32: Magnetischer Anteil der Bohrkern BK02 und BK03 in Abhängigkeit der Materialstückklasse

In *Abbildung 4-33* sind die Konzentrationen verschiedener zurückgewinnbarer Metalle in den magnetischen und nicht-magnetischen Anteilen, aufgeteilt nach den jeweiligen untersuchten Materialstückklassen. In den größeren Materialstückklassen (> 8 mm) beruht der hohe Eisenanteil wahrscheinlich auf den Eisenpartikeln, die aufgrund der fehlenden mechanischen Aufbereitung nicht entfernt wurden. Unterhalb von 2 mm steigt die Konzentration von Eisen (maximal ca. 375.000 mg/kg TS bei 1 bis 0,2 mm)

in der magnetischen Fraktion trotz einer Verringerung des magnetischen Anteils stark an. Dies ist vermutlich auf eine Abspaltung und Zerkleinerung der äußeren Magnetitschale an den MVA-Schlackepartikeln zurückzuführen. Ein eindeutiger Trend bei den Kupferkonzentrationen ist nur in der nicht magnetischen Fraktion festzustellen. Hierbei kommt es zu einer Anreicherung der Konzentrationen im feinen Materialstückbereich bis auf eine maximale Konzentration von 2.750 mg/kg TS (1 bis 0,2 mm), wobei die Konzentrationen in der magnetischen Fraktion – bis auf die Materialstückklasse 1 bis 0,2 mm – immer über denen der nicht magnetischen Fraktion liegt. Die maximalen Konzentrationen sind in der magnetischen Fraktion zu finden, wobei hierbei die maximale Konzentration von 6.250 mg/kg TS heraussticht. Zink als typisches Legierungselement von Eisen, ist sowohl in der magnetischen als auch in der nicht-magnetischen Fraktion zu finden. In beiden Fraktionen unterliegen die Konzentrationen wenigen Schwankungen und sind annähernd gleich verteilt. Insbesondere in den größeren Materialstückklassen sind tendenziell höhere Aluminiumgehalte in der magnetischen Fraktion zu identifizieren. Möglicherweise kann dies ein Indiz dafür sein, dass das Aluminium als Aluminiumoxid vorliegt und stark mit dem Eisenoxid versintert ist. Demgegenüber können die steigenden Gehalte an Aluminium in den nicht magnetischen Fraktionen in den kleineren Materialstückklassen daher rühren, dass Aluminiumoxid hier ein Bestandteil der mineralischen Fraktion ist. Für eine detaillierte Betrachtung der Aufteilung der Metalle in den magnetischen und nicht-magnetischen Fraktionen der MVA-Schlacke wären an dieser Stelle weitergehende Untersuchungen notwendig. Diese waren jedoch nicht Bestandteil dieser Arbeit.

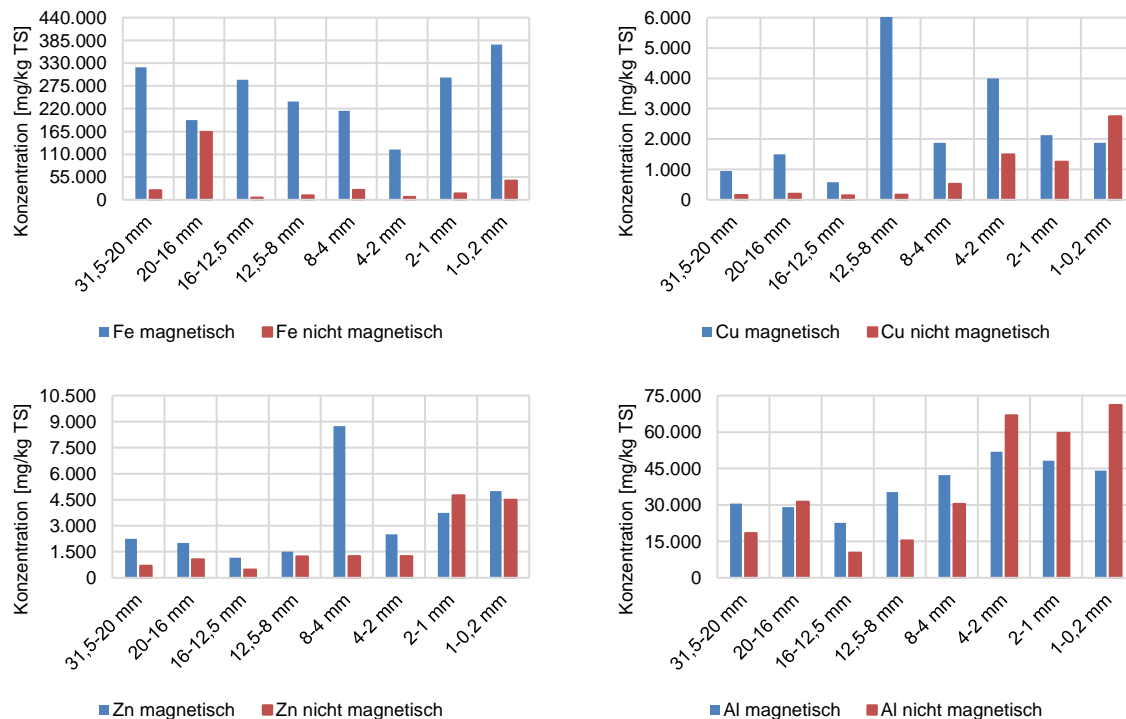


Abbildung 4-33: Mittlere Wertmetallkonzentrationen im magnetischen und nicht-magnetischen Anteil der Bohrkern BK02 und BK03 in Abhängigkeit der Materialstückklasse

Asbestanalyse

Im Bohrkern BK04 wurde in einer Ablagerungshöhe von ca. 134 m NN Teile eines Asbestwerkstoffes mit bloßem Auge erkennbar (Abbildung 4-34). Es handelte sich hierbei um Amphibol mit einem Asbestmassenanteil von > 40 Ma.-% (CDM Smith Consult GmbH, 2015). Weitere Proben wurden nicht auf Asbest analysiert, da keinerlei Auffälligkeiten in der Zusammensetzung der Bohrkern bei der Probenahme mit bloßem Auge erkennbar waren.



Abbildung 4-34: Asbestfund im Bohrkern BK04 in einer Ablagerungshöhe von 133,49 m NN

Analysen bezüglich organischer Schadstoffe

Neben den Schwermetallen beeinflussen auch organische Schadstoffe – insbesondere PCDD/PCDF und PCB – die Eignung der MVA-Schlacke bezüglich einer stofflichen Verwertbarkeit. Für die zwei untersuchten Proben aus dem Bohrkern BK04 ergibt sich eine Belastung von ca. 447 ng I-TE/kg TS (BK04 137,49 m NN) und ca. 427 ng I-TE/kg TS (BK04 145,89 m NN) (*Anhang Anlage 9*). Die gemessene Belastung liegt deutlich über der von *Meinfelder et al. (2008)* angegebenen Spannweite von 0,2 – 21 ng I-TE/kg TS. Auch *Morf und Kuhn (2009)* haben in MVA-Schlacke aus einer MVA-Anlage aus Österreich nur Konzentrationen im Bereich von 0,001 bis 0,056 TE/kg TM gemessen. Die Belastung an den sechs Leit- bzw. Indikator-Kongeneren⁶ der PCB liegt für den Bohrkern BK04 in einer Ablagerungshöhe von 137,49 m NN bei ca. 0,02 mg/kg TS und für die Ablagerungshöhe von 145,89 m NN bei 0,015 mg/kg TS. Bezogen auf den gesamt-PCB-Gehalt ergibt sich damit eine Belastung von ca. 0,075 mg/kg TS (145,89 m NN) und ca. 0,1 mg/kg TS (137,49 m NN) (*Anhang Anlage 10*). Zurückzuführen ist die gegenüber den Literaturangaben sehr hohe Konzentration an organischen Schadstoffen auf einen höheren Eintrag an PVC mit dem Abfallinput in die MVA-Anlage. Infolge der sehr langsamen Abkühlung und einem hohen Chlorgehalt – durch das eingebrachte PVC – kann es im Abgaspfad zur Neubildung von PCDD/PCDF und PCB kommen, welche sich anschließend in den Filterstäuben anreichern. Auch die gemeinsame Ablagerung der MVA-Schlacke und der Filterstäube aus der Abgasreinigung der MVA-Anlage Offenbach bis 1985 sind verantwortlich für die hohen Konzentrationen an organischen Schadstoffen.

Phosphatanalysen

In allen fünf Bohrkernen konnte Phosphat in Form des gelösten Ortho-Phosphates nach schwefelsaurem Aufschluss nachgewiesen werden. In *Abbildung 4-35* sind die Phosphatkonzentrationen bei der Zugabe von 5 ml 98%-iger H₂SO₄ in Abhängigkeit der Ablagerungstiefe dargestellt. Es lassen sich dabei keine eindeutigen Hinweise für eine Umlagerung in tiefere Ablagerungsschichten erkennen. Tendenziell weisen die Bohrkern BK01 und BK05 eine leichte Zunahme in den untersten Schichten auf, welche bei den übrigen Bohrkernen nicht zu erkennen ist. Insbesondere der Bohrkern BK03 weist eher eine Abnahme der Konzentrationen über die Ablagerungstiefe auf. Die maximale Konzentration liegt bei 3,62 g/kg TS bei BK03 in einer Ablagerungshöhe von ca. 144 m NN. im Vergleich zu ca. 39 g/kg TS für Klärschlammasche fällt diese sehr gering aus (*Heußner, 2017*).

⁶ Aus Gründen der Praktikabilität wird die Bestimmung der PCB auf sechs sogenannte Indikator-Kongeneren (PCB-28, -52, -101, -138, -153, -180) beschränkt, welche anhand toxikologischer Aspekte ausgewählt wurden. Sie sind auch in technischen PCB-Gemischen in der Umwelt in besonders hohem Anteil vorhanden und somit mit einem eher geringen Aufwand als Dioxine und dioxinähnliche PCB analysierbar (*LfU, 2018*).

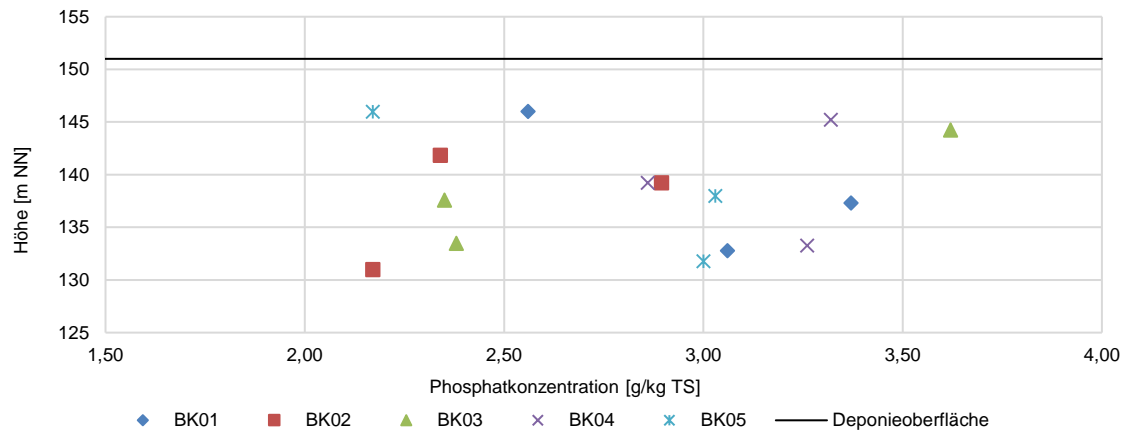


Abbildung 4-35: Phosphatkonzentrationen im Feststoff über die Ablagerungshöhe

4.2.4 Chemische Analysen im Eluat

Durch Untersuchungen im Eluat wird die Mobilisierung durch Wasser unter vergleichbaren Randbedingungen anhand von Laborversuchen ermittelt. Die ermittelten Werte lassen keinen unmittelbaren Rückschluss auf das Sickerwasser zu, da die Bedingungen im Deponiekörper durch die Randbedingungen der Elution nicht wiedergegeben werden. Sie stellen jedoch ein wichtiges Kriterium in Hinblick auf die Wiederablagerung auf einer Deponie bzw. zum Einsatz als Bauersatzstoff dar.

pH-Wert

Der pH-Wert beeinflusst das Löslichkeitsverhalten der Schwermetalle aus den MVA-Schlacken. In den Eluaten der einzelnen Ablagerungstiefen (*Abbildung 4-36*) ist für alle Bohrkerne eine Zunahme der pH-Werte mit zunehmender Ablagerungstiefe zu verzeichnen. Die pH-Werte liegen im Bereich von 7,8 bis 9,5, d.h. im leicht alkalischen bis alkalischen Bereich. Die höchsten pH-Werte von 9,5 werden bei 135,49 m NN gemessen. In den obersten Ablagerungsschichten ist der pH-Wert deutlich niedriger und bewegt sich zwischen 7,8 (146 m NN) und 8,8 (140,74 m NN). Somit steigt die Pufferkapazität der deponierten Schlacke mit der Ablagerungstiefe. Der steigende pH-Wert kann auch als Indiz für eine stagnierende Carbonatisierung des frei verfügbaren Calciumhydroxids infolge des fehlenden Kohlendioxids angesehen werden (*Klein R., 2002*). Auffällig ist der starke Anstieg des pH-Werts im mittleren Bereich der Bohrung BK01 (pH 9,1 bei 139,49 m NN). Werden hierfür die CaCO_3 -Konzentrationen aus *Abbildung 4-18* zum Vergleich herangezogen, so liegen in diesem Bereich die maximalen Werte vor. Der Kurvenverlauf der beiden Parameter ist nahezu identisch, wobei in den oberen Ablagerungsschichten bei geringfügig höheren Werten für CaCO_3 deutlich niedrigere pH-Werte vorliegen als in den unteren Ablagerungsschichten. In den anderen Bohrkerne ist dieser Zusammenhang nicht sonderlich stark ausgeprägt, bzw. in einigen Bohrungen führt ein Anstieg von CaCO_3 zu einer Abnahme des pH-Wertes (im oberen Bereich von BK02 und BK04). Die pH-Werte in den Eluaten der einzelnen Materialstückklassen zeigen keine sonderlichen Schwankungen. Bis auf die Materialstückklassen > 20 mm bewegen sich die pH-Werte um pH 9 (alkalischer Bereich).

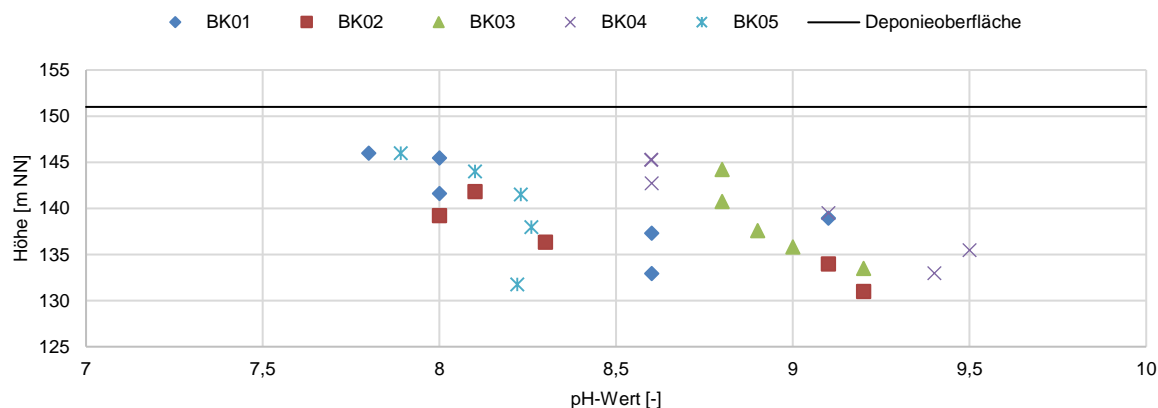


Abbildung 4-36: pH-Wert im Eluat über die Ablagerungshöhe

Abbildung 4-37 zeigt, dass es im Vergleich zu den Analysen aus dem Jahr 1995 (KB2, KB3 und KB4) zu einer leichten Verschiebung in den alkalischen Bereich gekommen ist. Nur im Bereich des Bohrkerns BK05 haben sich die pH-Werte deutlich in den untersten Ablagerungshöhen von maximal 9,82 (1995) auf maximal 8,22 (2015) verringert. Die Löslichkeit vieler Metalle ist folglich mit der Zeit geringer geworden.

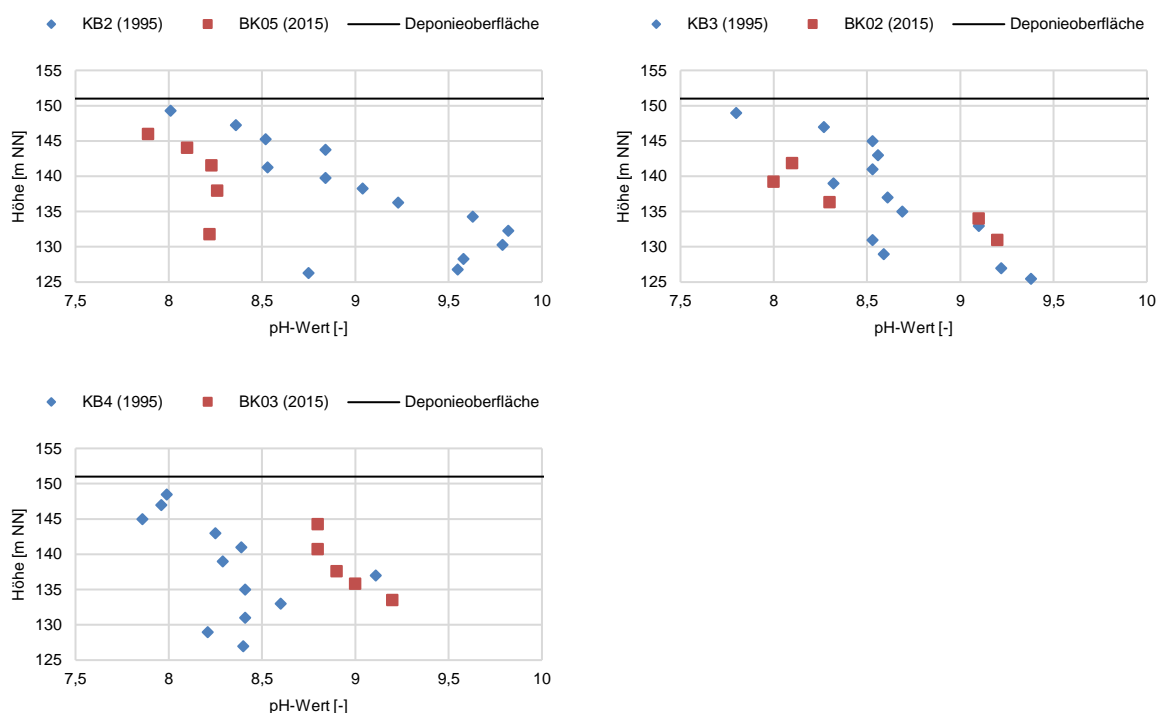


Abbildung 4-37: Vergleich ausgewählter pH-Werte des Jahres 2015 mit denen aus dem Jahr 1995

Redoxpotenzial

Neben dem pH-Wert beeinflusst das Redoxpotenzial ebenfalls die Schwermetallfreisetzung. Oxidations- und Reduktionsprozesse führen zu einer Instabilisierung bestimmter Feststoffphasen (Eisenoxide) und somit zu einer Freisetzung der sorbierten Schwermetalle. In den Eluaten der einzelnen Ablagerungstiefen (Abbildung 4-38) ist für alle Bohrkerns eine Abnahme des Redoxpotenzials mit zunehmender Ablagerungstiefe zu verzeichnen. Die Werte liegen im Bereich -59,3 mV bis -221 mV, d.h. in einem reduzierenden, anaeroben Bereich. Der maximale Wert (-221 mV) liegt in einer Ablagerungshöhe von 140,74 m NN (BK03). Das Redoxpotenzial in den einzelnen Materialstückklassen unterliegt wie der

pH-Wert keinen besonderen Schwankungen. Bis auf die Materialstückklasse > 20 mm bewegt sich das Redoxpotenzial in einem Bereich von -150 mV bis -100 mV.

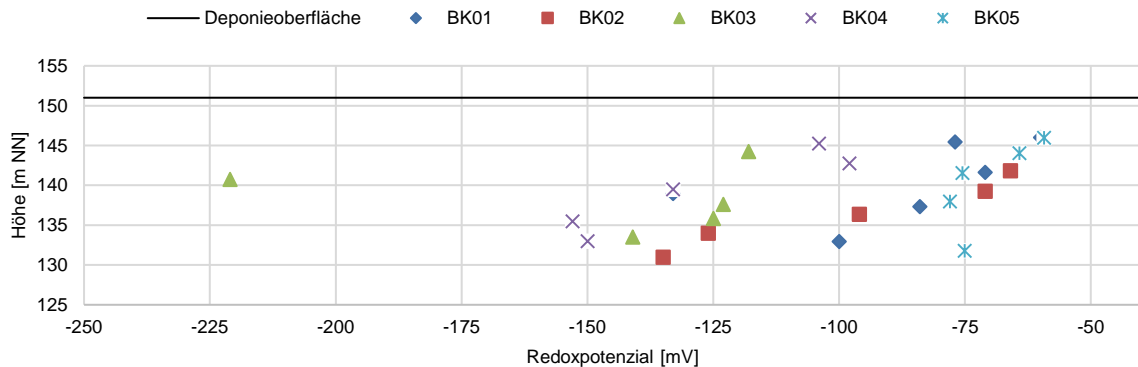


Abbildung 4-38: Redoxpotenzial im Eluat über die Ablagerungshöhe

Redoxpotenzial und pH-Wert stehen in einer starken Abhängigkeit zueinander. Mit steigendem pH-Wert eines Systems sinkt das Redoxpotenzial. Der direkte Zusammenhang zwischen pH-Wert und Redoxpotenzial der einzelnen Bohrkern über die Ablagerungshöhe ist in *Abbildung 4-39* dargestellt. Dieser ist bis auf den Bohrkern BK03 stark ausgeprägt.

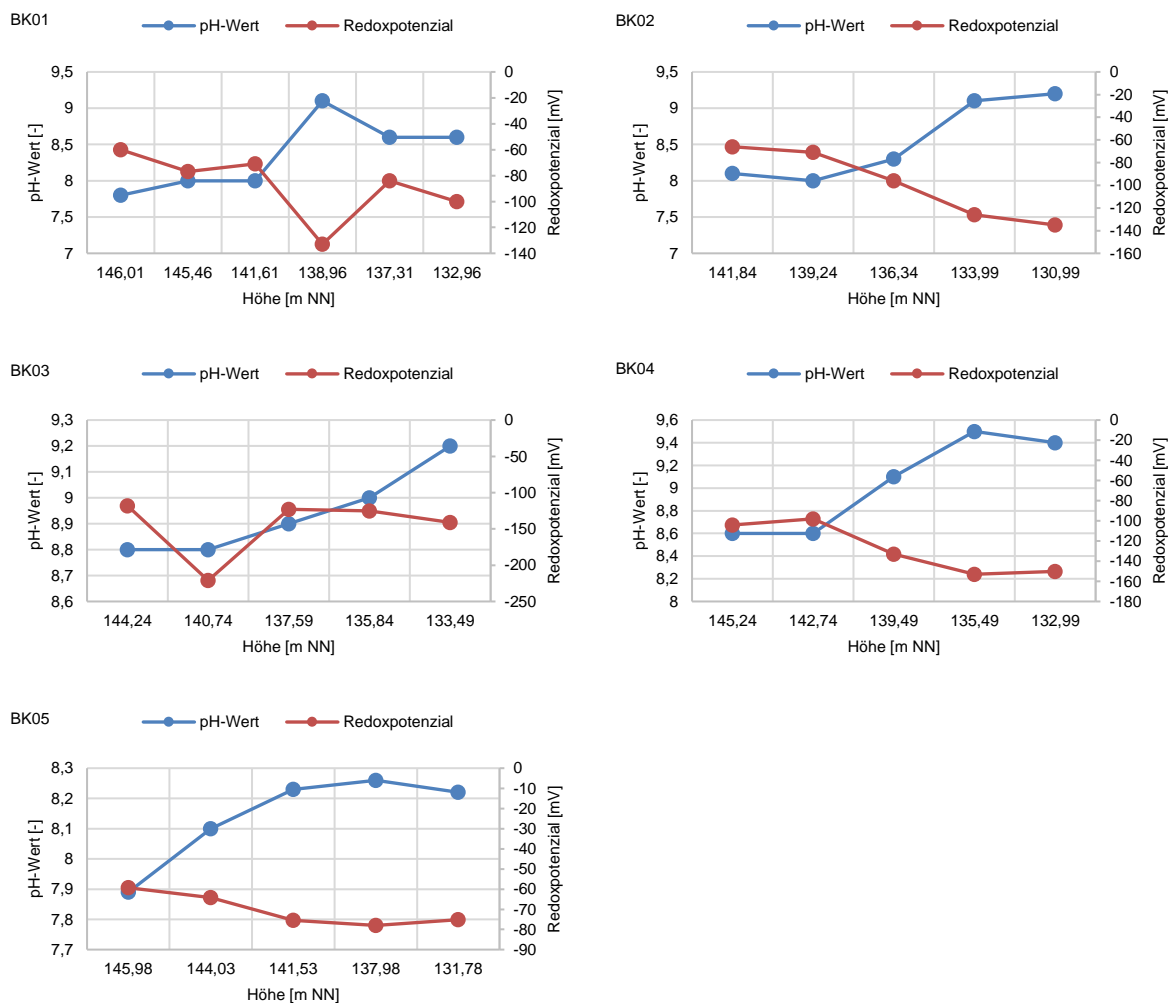


Abbildung 4-39: Zusammenhang zwischen pH-Wert und Redoxpotenzial in den Bohrkernen BK01 – BK05 über die Ablagerungshöhe

Gesamter gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)

Analysen der Eluate der einzelnen Ablagerungstiefen hinsichtlich der DOC Gehalte zeigen eine ähnliche tiefenabhängige Verteilung in allen Bohrkernen. Bis auf die maximal gemessenen Werte von ca. 8 mg/l bei 144,03 m NN und ca. 5 mg/l bei 131,78 m NN, bewegen sich die DOC Gehalte um ca. 3 mg/l. Über die Ablagerungstiefe ist somit eine annähernde Gleichverteilung der DOC Gehalte zu erkennen. Bei den Analysen der einzelnen Materialstückklassen wurden vor allem in der feinfraktionierten MVA-Schlacke Konzentrationen bis zu 26 mg/l (BK03 0,032 mm bis 0,02 mm) ermittelt. Es zeigte sich, dass mit abnehmender Materialstückklasse die Konzentrationen an DOC ansteigen.

Calcium

Die Calciumkonzentrationen im Eluat über die Ablagerungstiefe zeigen, dass die maximalen Konzentrationen von bis zu 53 mg/l bei 146,01 m NN gemessen wurden und mit sinkender Ablagerungstiefe stark abnehmen. Schon bei einer Ablagerungshöhe von 141,53 m NN konnte kein Ca mehr im Eluat ermittelt werden. Es ist davon auszugehen, dass durch den steigenden pH-Wert mit sinkender Ablagerungshöhe (*Abbildung 4-40*) die Ca-Konzentrationen in den höheren Ablagerungsschichten aus dem Calcit oder Anhydrit stammen, deren Löslichkeit sich mit steigendem pH-Wert verschlechtert (*Klein, R., 2002*).

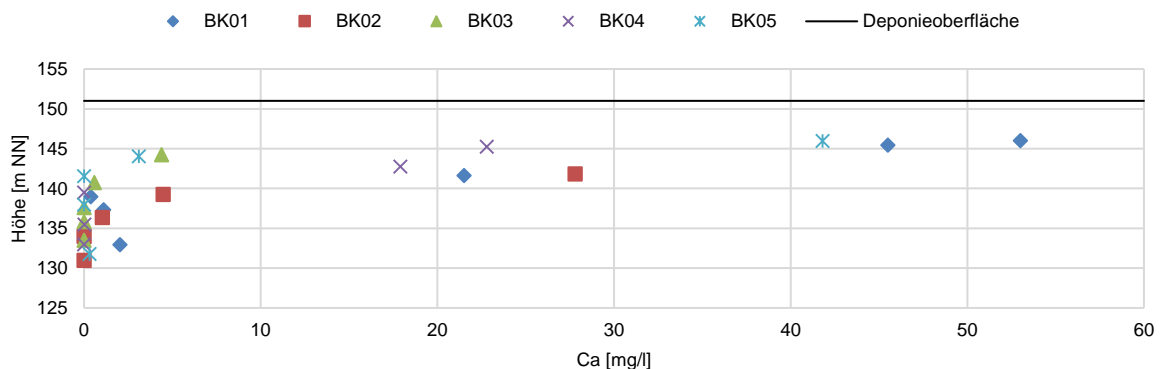


Abbildung 4-40: Ca im Eluat über die Ablagerungshöhe

Abbildung 4-41 zeigt, dass sich im Vergleich zu den Analysen aus dem Jahr 1995 (KB2, KB4) die Konzentrationen von Ca im Eluat über die Ablagerungshöhe nicht wesentlich geändert haben. Nur in den obersten Ablagerungsschichten sind jeweils um ein Vielfaches höhere Konzentrationen von Ca (ca. 42 mg/l und ca. 4 mg/l) gegenüber 1995 aufgetreten.

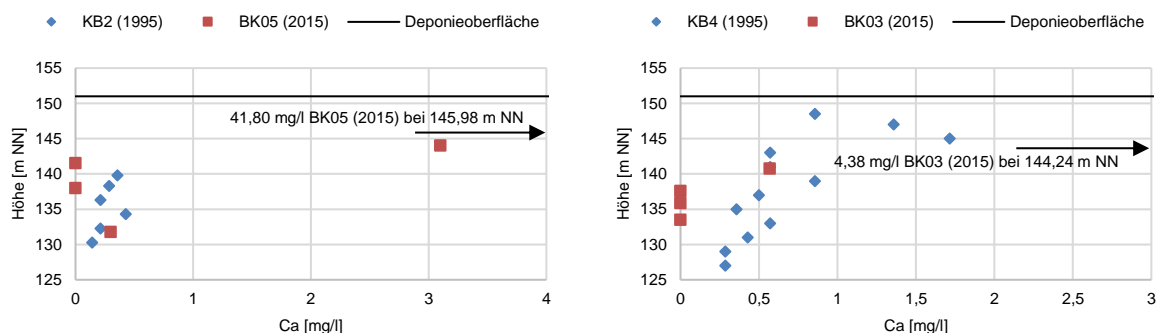


Abbildung 4-41: Vergleich ausgewählter Calcium (Ca) Konzentrationen im Eluat des Jahres 2015 mit denen aus dem Jahr 1995

Sulfat / Chlorid

Die Sulfatkonzentrationen im Eluat zeigen bis auf BK04 einen identischen Verlauf über die Ablagerungshöhe (Abbildung 4-42). In den höheren Ablagerungsschichten werden für alle Bohrkernkerne die jeweiligen Maximalkonzentrationen gemessen (BK01 ca. 616 mg/l bei 146,01 m NN). Mit sinkender Ablagerungshöhe kommt es erst bis zu einer Ablagerungshöhe von ca. 14 m NN zu einer Abnahme der Konzentrationen und anschließend wieder zu einer Zunahme. Der Anstieg der Sulfatkonzentrationen mit sinkender Ablagerungshöhe, deuten auf eine vermehrte Auswaschung von Schwefel in den oberen Ablagerungsbereichen hin. Die unterschiedliche Mobilisierbarkeit in den Ablagerungshöhen deutet darauf hin, dass sich durch die unterschiedliche Verfügbarkeit von CO_2 (Kapitel 4.1 Abbildung 4-3) wahrscheinlich schwerlösliche Sulfatphasen bilden und somit die Sulfatkonzentrationen in den mittleren Ablagerungshöhen um 140 m NN am geringsten sind. Die Zunahme der Sulfatkonzentrationen in den untersten Ablagerungshöhen kann durch eine mögliche Reaktion des ausgewaschenen Schwefels unter Bildung neuer Sulfatphasen (Anhydrit, Gips usw.) hervorgerufen worden sein, die mit der Zeit erneut mobilisiert werden und über den Sickerwasserpfad ausgetragen werden. Des Weiteren könnte der erhöhte Anteil an Bauschutt (in Form von Gips) in den untersten Ablagerungsschichten – vor allem in den Bohrkernen BK01 und BK02 – eine mögliche Ursache für den Anstieg der Konzentrationen in den untersten Ablagerungsschichten darstellen. Die ermittelten Sulfatkonzentrationen für die einzelnen Materialstückklassen (Abbildung 4-43) zeigen, dass sich bis zu einer Materialstückgröße von 0,02 mm die Konzentrationen im Eluat um ca. 100 mg/l bewegen. Erst ab einer Materialstückklasse von < 0,002 mm kommt es zu einem starken Anstieg bis auf die maximale Konzentration von ca. 681 mg/l bei BK02.

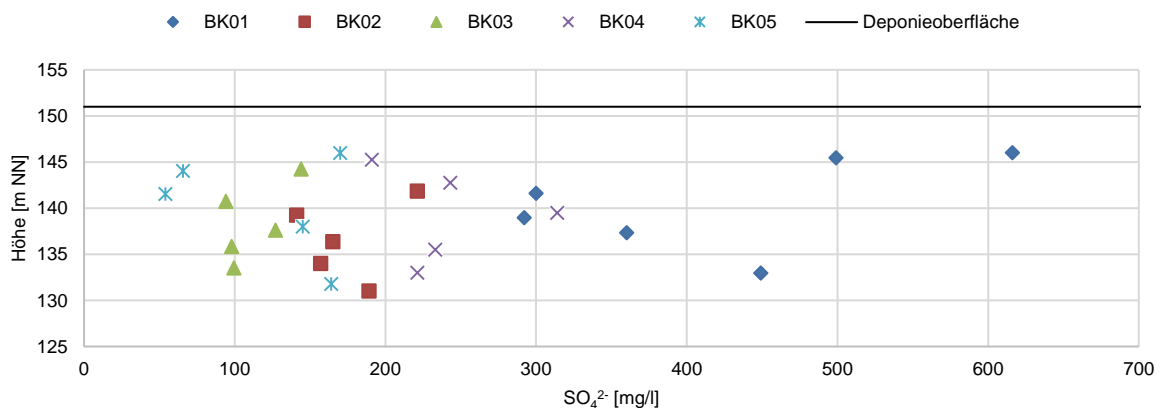


Abbildung 4-42: Sulfatkonzentrationen im Eluat über die Ablagerungshöhe

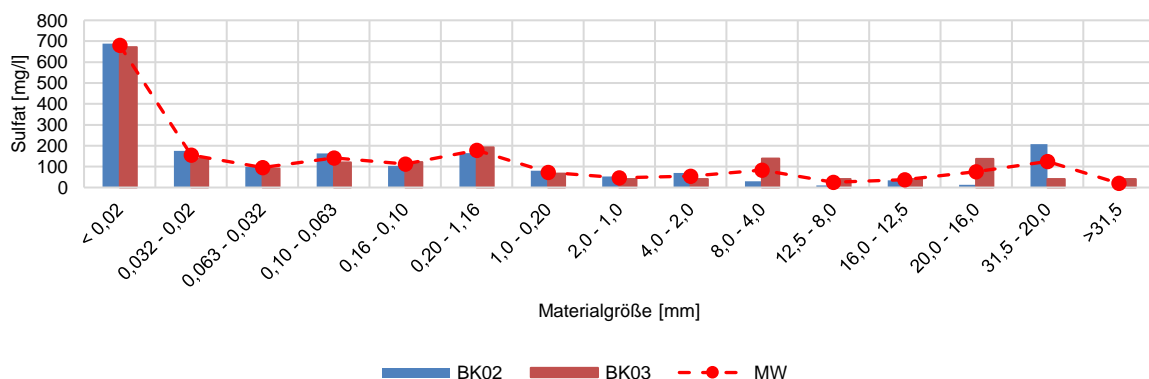


Abbildung 4-43: Sulfatkonzentrationen im Eluat in Abhängigkeit der Materialstückklasse

Die Chloridkonzentrationen zeigen ein ähnliches Bild wie die Sulfatkonzentrationen, wobei es zu keiner Abnahme der Konzentrationen in den mittleren Ablagerungshöhen kommt, sondern generell nur zu ei-

ner Zunahme der Konzentrationen über die Ablagerungshöhe (Abbildung 4-44) bis auf Maximalkonzentrationen von bis zu ca. 139 mg/l bei 132,96 m NN (BK01). Die Zunahme der Chloridkonzentrationen im Eluat mit sinkender Ablagerungshöhe, kommt vermutlich dadurch zu Stande, dass durch die eindringenden Niederschläge im oberen Bereich Salze ausgewaschen werden und es im Verlauf des Sickerweges durch die MVA-Schlackedeponie zu einer Aufkonzentration mit Salzen an der Materialoberfläche in den untersten Schichten der MVA-Schlacke kommt. Der erhöhte Bauschuttanteil – vor allem in den Bohrkernen BK01 und BK02 (Tabelle 4-2) – könnte aber auch ein Grund dafür sein, dass die Chloridkonzentrationen mit sinkender Ablagerungshöhe steigen. In den Eluaten der untersuchten Materialstückklassen (Abbildung 4-45) zeigt sich, dass die Chloridkonzentrationen anfangs hohe Konzentrationen aufweisen (> 31,5 mm ca. 47 mg/l bei BK03) und anschließend bis 1 mm sich um 9 mg/l bewegen. Unterhalb von 1 mm kommt es wieder zu einem Anstieg der Konzentrationen bis auf den Maximalwert von ca. 98 mg/l bei < 0,002 mm für BK02.

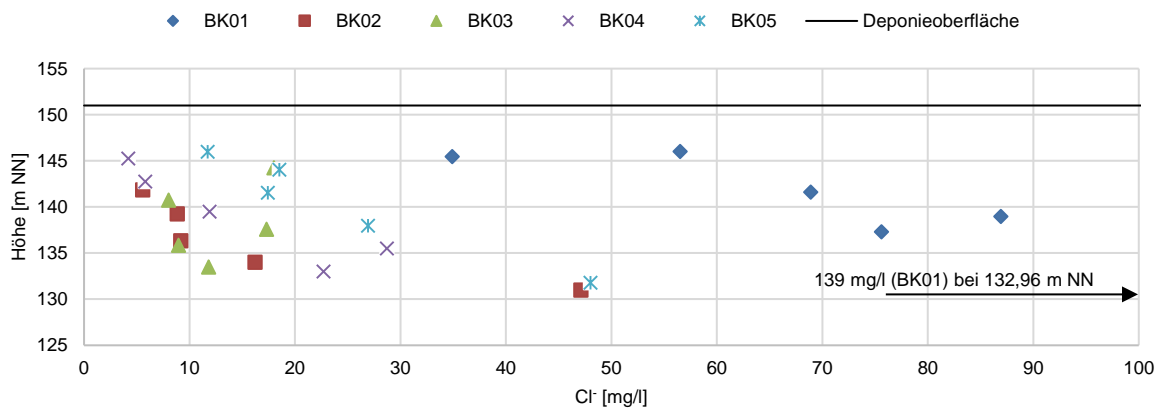


Abbildung 4-44: Chloridkonzentrationen im Eluat über die Ablagerungshöhe

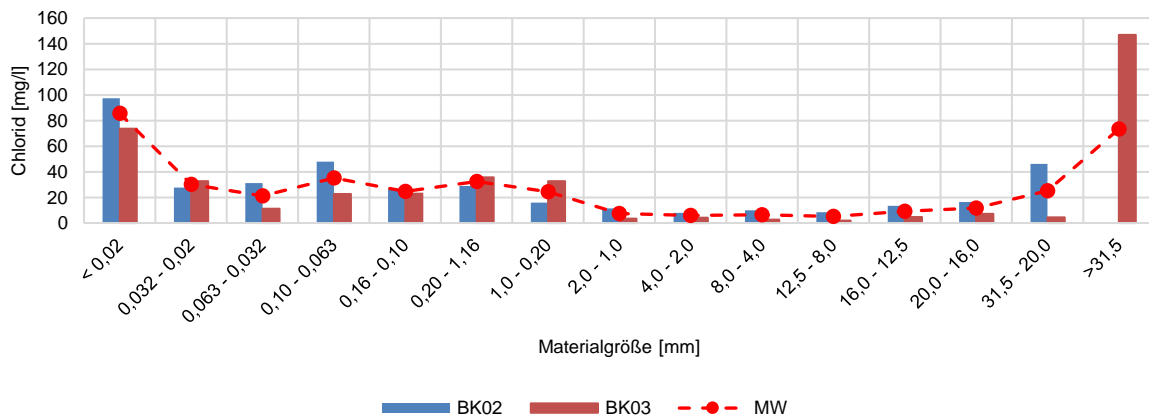


Abbildung 4-45: Chloridkonzentrationen im Eluat in Abhängigkeit der Materialstückklasse

Elektrische Leitfähigkeit (LF)

Die Entwicklung der LF über die Ablagerungshöhe (Abbildung 4-46) der einzelnen Bohrkerns stellt sich ähnlich dar wie die Entwicklung der Chloridkonzentrationen. Die maximalen Konzentrationen werden wieder bei BK01 gemessen (ca. 1.618 $\mu\text{S}/\text{cm}$ bei 132,96 m NN). In den mittleren Ablagerungshöhen um 140 m NN kommt es zu einem Absinken der LF. Somit wird deutlich, dass die LF wie zu erwarten war von den Chloriden (Abbildung 4-47) beeinflusst wird. Über die einzelnen Materialstückklassen bewegt sich die LF bis zur Materialstückgröße 0,02 mm um ca. 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Erst unterhalb der Materialstückklasse von 0,002 mm kommt es zu einem starken Anstieg bis auf Maximalwerte von ca. 2.400 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

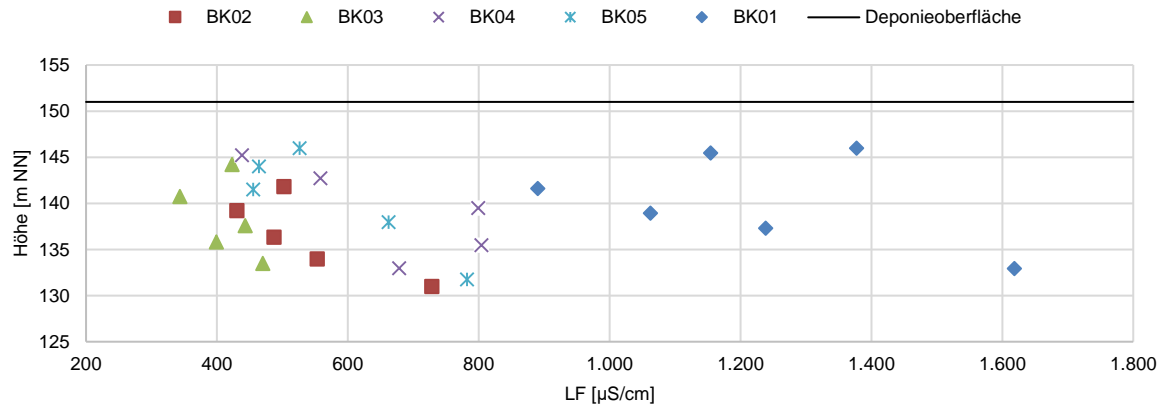


Abbildung 4-46: Elektrische Leitfähigkeit im Eluat über die Ablagerungshöhe

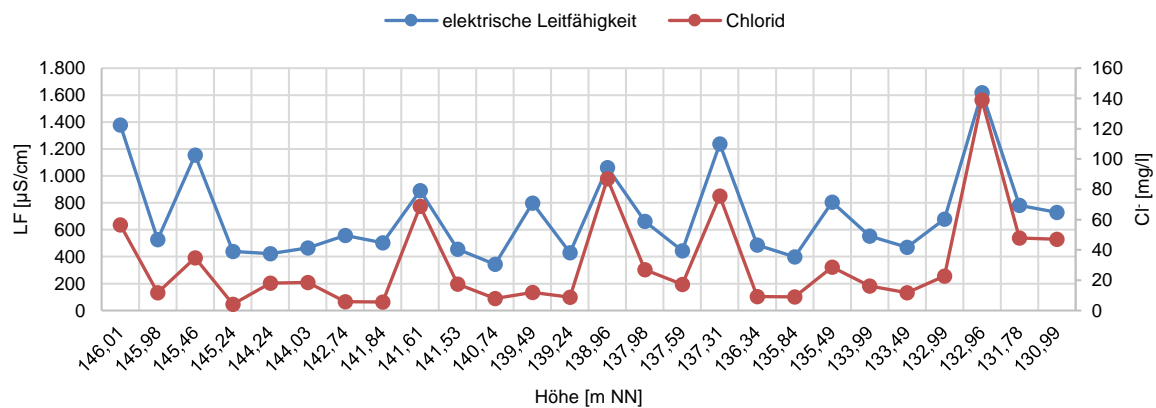


Abbildung 4-47: Zusammenhang von elektrischer Leitfähigkeit und Chlorid im Eluat

Auch bei den Konzentrationen im Eluat wurden als Vergleichsgrößen die Analysen aus frischen Schlacken im Zeitraum von 2014/2015 aus der Schlackenaufbereitungsanlage Flörsheim-Wicker sowie die Daten aus dem Untersuchungsprogramm aus 1995 herangezogen (*Tabelle 4-6*). Hierbei ist wieder darauf zu achten, dass die Analysen aus der Schlackenaufbereitungsanlage und die Analysen der MVA-Schlacke in 2015 in der Materialstückklasse < 4 mm durchgeführt wurden. Zu den Analysen aus dem Jahr 1995 liegt wiederum kein Materialstückspektrum vor. Ein deutlicher Anstieg der Werte ist bei den pH-Werten auf der Deponie zu erkennen. Im Vergleich zu den frischen Schlacken aus der Aufbereitungsanlage liegt dieser jedoch niedriger. Durch die Ablagerung der Schlacke auf der MVA-Schlackedeponie Offenbach kam es zu einem Auswaschen der Salze. Betrachtet man hierbei die Mittelwerte der Belastungen in den letzten 20 Jahren seit 1995, kam es zu einer Abnahme der Konzentrationen um ca. 30 % bei Chlorid. Die analysierten Werte für Chlorid betragen ca. 20 % weniger gegenüber der mittleren Konzentration der frischen Schlacke. Auch die Belastung mit Sulfat ist gesunken, aber nicht so stark wie bei Chlorid. Einher geht dieser Abwärtstrend mit dem Rückgang der elektrischen Leitfähigkeit. Im Vergleich zu den frischen Schlacken liegt die elektrische Leitfähigkeit um ein Vielfaches niedriger. Bei DOC ist die Veränderung der Werte im Zeitraum 1995 bis 2015 nur gering, aber im Vergleich zu den frischen Schlacken liegt die Belastung mit DOC um ein Vielfaches niedriger.

Tabelle 4-6: Vergleich verschiedener Parameter im Eluat von frischer Schlacke aus der Aufbereitungsanlage Flörsheim-Wicker mit Analysen aus den Jahren 2015 und 1995

Parameter	Einheit	Aufbereitungsanlage Flörsheim-Wicker (2014/2015)			MVA-Schlackedeponie Offenbach (2015) ¹			MVA-Schlackedeponie Offenbach (1995) ²		
		< 4 mm						-		
		MIN	MAX	MITTEL	MIN	MAX	MITTEL	MIN	MAX	MITTEL
pH-Wert	-	10,2	11,5	11,1	8,9	9,8	9,4	8,1	9,1	8,4
LF	µS/cm	2.560	3.440	2.874	543	1.990	1.039	640	1.510	1.050
DOC	mg/l	37	90	69	2,3	4,8	3,5	1,9	8,7	4
Sulfat	mg/l	430	600	527	170	480	307	240	400	317
Chlorid	mg/l	180	490	388	6	210	56	14	199	84

¹ nach CDM Smith Consult GmbH, 2015² nach Kieser et. al., 1995

Metallgehalte im Eluat

Die analysierten Metallkonzentrationen im Eluat für BK01 bis BK05 zeigen deutlich (*Tabelle 4-7*), dass die Metalle nur schwer mobilisierbar sind und in der MVA-Schlacke verbleiben. Auch bei den Konzentrationen der Metalle im Eluat wurden als Vergleichsgrößen die Analysen aus frischen Schlacken im Zeitraum von 2014/2015 aus der Schlackenaufbereitungsanlage Flörsheim-Wicker sowie die Daten aus dem Untersuchungsprogramm aus 1995 herangezogen (*Tabelle 4-7*). Hierbei ist wiederum darauf zu achten, dass die Analysen aus der Schlackenaufbereitungsanlage und die Analysen der MVA-Schlacke in 2015 in der Materialstückklasse < 4 mm durchgeführt wurden. Zu den Analysen aus dem Jahr 1995 liegt wiederum kein Materialstückspektrum vor. Bei den ermittelten Metallkonzentrationen – auch hier werden nur die Mittelwerte betrachtet – fällt auf, dass die Werte in den Eluaten aus den Proben aus 2015 deutlich höher liegen als die Werte in 1995. Dies erweckt den Anschein, dass eine stärkere Mobilität der Metalle aus der Schlacke von staten geht. Durch das nicht angegebene Materialstückspektrum in 1995 sind die Werte untereinander jedoch nicht unmittelbar vergleichbar.

Tabelle 4-7: Vergleich der Schwermetallkonzentrationen im Eluat von frischen Schlacken aus der Aufbereitungsanlage Flörsheim –Wicker mit Analysen aus den Jahren 2015 und 1995

Parameter	Einheit	Aufbereitungsanlage Flörsheim-Wicker			MVA-Schlackedeponie Offenbach (2015) ¹			MVA-Schlackedeponie Offenbach (1995) ²		
		< 4 mm						-		
		MIN	MAX	MW	MIN	MAX	MW	MIN	MAX	MW
Antimon	mg/l	0,0005	0,028	0,008	0,023	0,043	0,030	0,005	0,035	0,016
Arsen	mg/l	< 0,005			0,010	0,038	0,025	0,005	0,042	0,012
Blei	mg/l	0,0025	0,025	0,0055	0,0070	0,0540	0,0300	0,005	0,050	0,014
Cadmium	mg/l	< 0,001			0,0005	0,0010	0,0007	0,0015	0,0110	0,0045
Chrom ges.	mg/l	0,030	0,050	0,043	0,010	0,044	0,019	0,005	0,005	0,005
Kupfer	mg/l	0,017	0,93	0,53	0,012	0,088	0,043	0,005	0,140	0,037
Nickel	mg/l	0,007	0,017	0,013	0,003	0,008	0,005	0,0015	0,0015	0,0015
Zink	mg/l	0,005	0,030	0,011	0,03	0,33	0,15	0,0015	0,13	0,03

¹ nach CDM Smith Consult GmbH, 2015² nach Kieser et. al., 1995

4.3 Veränderung der Alkalinität und Langzeitverhalten der MVA-Schlacke

4.3.1 Bestimmung der Säureneutralisationskapazität (SNK)

Fast alle Alterungsprozesse führen zu einer Abnahme der SNK der MVA-Schlacke und haben somit ein Absinken des pH-Wertes zur Folge. Durch die Bestimmung der SNK und Auswertung des Titrationsverlaufes kann die Pufferkapazität der MVA-Schlacke ermittelt werden. Hierbei handelt es sich aber nur um eine näherungsweise Betrachtung, da kein automatisches Titriergerät für den Versuch verwendet wurde und die Säure manuell in einem zuvor bestimmten Versuchsablauf zugegeben wurde. *Abbildung 4-48* zeigt den Titrationsverkauf der Versuche zur Bestimmung der SNK für die unterschiedlichen Ablagerungstiefen im Bohrkern BK01. Es zeigt sich, dass schon in kürzester Zeit durch die Zugabe von ca. 2,5 ml HCl eine pH-Wert Absenkung auf pH 6 erreicht werden kann. Ab einem pH-Wert von 6 verläuft

die Titrationskurve flacher und es kommt zu einer stärkeren Pufferung der MVA-Schlacke gegenüber der Säure durch die enthaltenen Carbonate. Die Sprünge in allen drei Titrationsverläufen beruhen auf die Einteilung der Versuche in jeweils drei Etappen (Kapitel 3.4.6). Die Verläufe der Graphen zeigen typische Titrationsverläufe mit HCl für MVA-Schlacke, wie sie auch von Johnson et al. (1995) und Kida et al. (1996) ermittelt wurden.

Die nach ca. 24 h Versuchsdauer ermittelten SNK sind in Tabelle 4-8 dargestellt. Sie liegen im Bereich zwischen 1.849 und 1.931 mmol/kg. Deutlich wird auch das in der untersten Ablagerungsschicht – die Schicht, die den längsten Kontakt mit dem eindringenden Niederschlagswasser aufweist – die geringste SNK ermittelt wurde. Gleichwohl hat die mittlere Schicht die höchste SNK (1.931 mmol/kg). Dies deckt sich mit den Ergebnissen der CaCO_3 -Konzentrationen über die Ablagerungstiefe (Kapitel 4.2.2 Abbildung 4-18). Verglichen mit Literaturangaben der SNK nach Hirschlag (1999) von untersuchten frischen MVA-Schlacken und drei bzw. vier Monate gelagerter MVA-Schlacke, welche eine SNK im Bereich von ca. 3.000 bis 3.800 mmol/kg aufweisen, sind die gemessenen SNK aufgrund der langen Lagerzeit und dem langen Kontakt mit eindringenden Niederschlagswasser um ein Vielfaches geringer. Aufgrund der Analysemerkmale ist gleichwohl zu beachten, dass es sich bei den analysierten SNK nur um Näherungsangaben handelt.

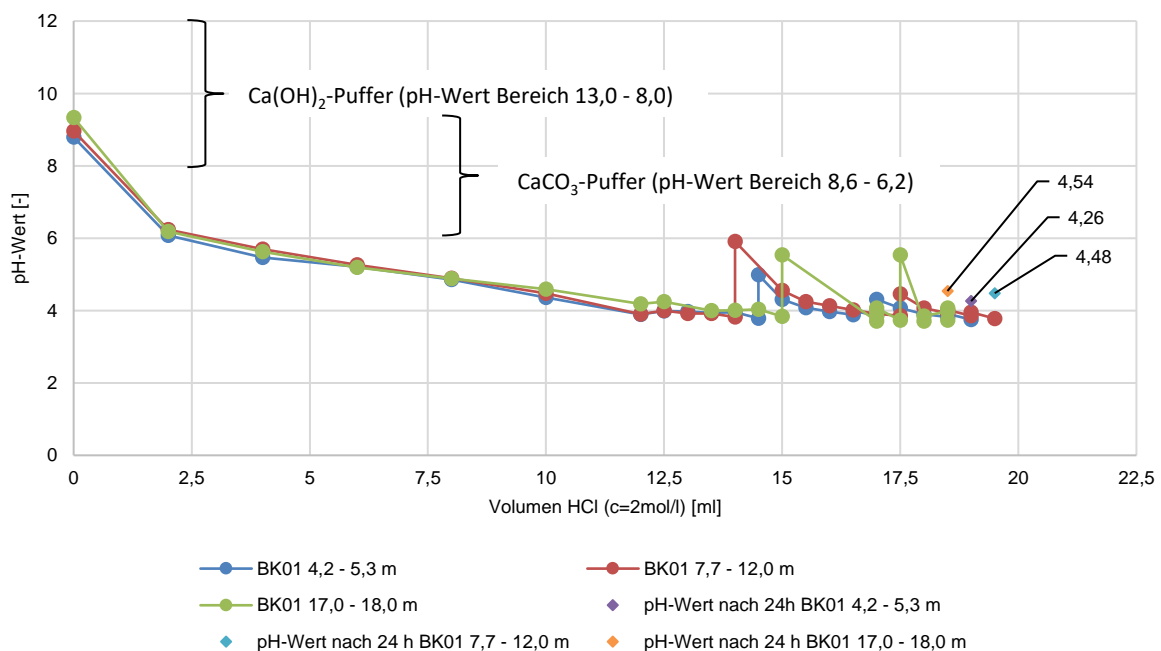


Abbildung 4-48: pH-Wert Verlauf und zugegebene Menge an HCl während der Titration und Bestimmung der SNK nach 24 h im Bohrkern BK01 in unterschiedlichen Ablagerungstiefen

Tabelle 4-8: SNK im Bohrkern BK01 in Abhängigkeit der Ablagerungstiefe

Parameter	Einheit	BK01 (4,2 - 5,3 m)	BK01 (7,7 - 12,0 m)	BK01 (17,0 - 18,0 m)
CHCl	mol/l	2	2	2
V_{HCl}	ml	19	19,5	18,5
m_{TS}	g	20,04	20,02	20,01
$\text{SNK}_{4\pm 0,3}$	mmol/kg	1.896,21	1.930,69	1.849,08

4.3.2 Säulenversuche mit CO_2 -Zugabe

Aus der Bestimmung des CaCO_3 -Gehaltes der MVA-Schlacke am Anfang (MW ca. 7 Ma.-%) und Ende (MW ca. 6 Ma.-%) des Versuchs geht hervor, dass so gut wie kein CaCO_3 gelöst und ausgetragen wurde. Dadurch bleibt ein starkes Puffersystem gegen schwankende Umweltbedingungen bestehen. Dies deckt sich mit der Modellvorstellung, wie sie in der Abbildung 2-4 im Kapitel 2.2.5 aufgeführt ist. Es kann aber auch zur Neubildung von CaCO_3 durch das Einbringen von CO_2 gekommen sein, da sich während der Lagerung von MVA-Schlacke Calciumhydrate bilden und diese in Anwesenheit von CO_2

zu Carbonat reagieren können (Spieser, 2001). Der pH-Wert im Vorratsgefäß lag über die gesamte Versuchsdauer im Bereich von 3,81 bis 4,14. Das bedeutet für den durchgeführten Versuch, dass die gelöste Menge an Kohlenstoffdioxid mit nahezu 100 % als freies CO_2 in die Säulen geleitet wurde. Für das Eluat gilt diese Aussage nicht mehr. Denn hier ist einerseits der pH-Wert deutlich höher (6,35 bis 8,21) und andererseits sind zusätzliche Interaktionen zwischen dem Wasser und der MVA-Schlacke zu berücksichtigen. Falls das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht nur unter dem Einfluss des pH-Wertes betrachtet wird, läge bei einem pH-Wert um 6,5 ein Gleichgewicht zwischen freiem CO_2 und HCO_3^- (Abbildung 3-9 Kapitel 3.4.6) vor, wie er sich am Ende des Versuchs einstellte. In den ersten Zentimetern der Säulen lag noch freie Kohlensäure vor, welche kalklösend wirkte. Diese wurde aber schnell durch das in der Schlacke enthaltene Carbonat gepuffert, verlor somit ihre Wirkung und wurde am Ende der Säule völlig neutralisiert. Durch die entstehende Kohlensäure reagiert Calciumkarbonat zu Calciumbicarbonat. Durch die Begasung reagierte also nicht Portlandit, sondern Calciumcarbonat und wurde in Calciumhydrogencarbonat umgewandelt. Dieser Prozess findet gleichzeitig statt, aber wesentlich langsamer als die Carbonatisierung der Hydroxide (Huber, 1996).

Beim Verlauf der Sulfatkonzentration über den Versuchszeitraum ist ein sehr rascher Abfall von 2.295 mg/l bei Säule 1 bzw. 2.385 mg/l bei Säule 2 auf eine Konzentration von 382 mg/l bei Säule 1 bzw. 250 mg/l bei Säule 2 innerhalb von 24 Stunden zu erkennen. Nach den ersten drei Versuchstagen konnte kein Sulfat mehr im Eluat nachgewiesen werden. Bei der Chloridkonzentration zeichnet sich ein ähnlicher Verlauf ab. Auch hier fällt die Konzentration innerhalb von 24 Stunden rapide ab. Im Gegensatz zur Sulfatkonzentration bleibt die Konzentration aber im Bereich der Nachweisgrenze. Es lässt sich ebenso erkennen, dass sich die Konzentration in einem Bereich um 10 mg/l über den Versuchszeitraum einpendelt und nur einige Messwerte darüber lagen. Im Gegensatz zur den Konzentrationsverläufen von Chlorid und Sulfat zeigen die gemessenen Konzentrationen an DOC einen Anstieg der Konzentrationen im Eluat über die Versuchszeit. Die zweite Säule weist dabei eine leicht höhere Konzentration auf. Bei zusätzlicher Betrachtung des Einflusses des pH-Wertes fällt auf, dass er bei der zweiten Säule geringer ausfällt als bei der ersten Säule. In der Literatur konnte nichts dergleichen gefunden werden, eher das gegenteilige Verhalten wird beschrieben. Nach Hirschmann u. Förstner (2000) kommt es zu einer Auswaschung des TOC in der Anfangsphase der Deponierung. In Meinfelder u. Richers (2008) wird für MVA-Rohschlacke eine Konzentration zwischen 4 und 107 mg/l und bei MVA-Schlacken nur noch eine Konzentration von 4 bis 57 mg/l angegeben. Gleichzeitig wird darauf hingewiesen, dass durch eine gezielte Begasung mit CO_2 die Konzentration an anorganischem Kohlenstoff (TIC) gesteigert wurde. Zu berücksichtigen bleibt beim TOC, dass hier nur der kurzfristig lösliche Anteil der Organik abgebildet wird und keine Aussage zur langfristigen Mobilisierung getroffen werden kann (Ehrig et al., 1998).

Durch das eingeleitete CO_2 als schwaches Oxidationsmittel ist es möglich, dass aus den in der Schlacke enthaltenen Kohlenstoffverbindungen Carbonsäuren gebildet werden. Eine weitere denkbare Reaktion ist, dass CO_2 mit Kohlenwasserstoffen zu CO und H_2O umgesetzt wird und dieses durch das Testverfahren wieder aufoxidiert und somit messbar wird und das Ergebnis des tatsächlichen aus der Schlacke gelösten TOC beeinflusst (Müller, 2013).

Dennoch bleibt es fraglich, ob die Konzentration im Laufe der Zeit wirklich zunimmt. Da das Wasser aus dem Vorratsgefäß bereits beim Pumpen in die Säule mit CO_2 gesättigt ist, ist es denkbar, dass der ermittelte DOC nicht die Lösung aus der Schlacke, sondern den des Eluenten abbildet, da bei der Messmethodik die ausgetriebene Menge an CO_2 ermittelt wird. Im Verlauf des Versuches stellt sich heraus, dass weder Eisen, noch Kupfer und Cadmium gelöst wurden bzw. die Konzentration unter der Nachweisgrenze lag. Blei und Kupfer konnten nur in wenigen Eluatproben in sehr geringen Konzentrationen nachgewiesen werden und bei Nickel fand so gut wie keine Lösung statt. Abbildung 4-50 zeigt die Gegenüberstellung der gelösten Metalle mit den jeweiligen gemessenen pH-Werten. Bei Mangan und Zink ist im Verlauf der Zeit eine kontinuierliche Steigerung in beiden Säulen zu erkennen, wobei die Zinkkonzentrationen in beiden Säulen stark schwanken. Auch ist deutlich zu erkennen, dass der pH-Wert in den ersten Tagen stark abfällt und ab dem zwölften Versuchstag fast stagniert. Zum Ende des Versuchs liegt der pH-Wert im Bereich zwischen 6,35 und 6,74. Der Verlauf bzw. die Abnahme des pH-Werts ist durch die Calciumlöslichkeit erklärbar, da, wie in Kapitel 2.2.5 beschrieben, der Eintrag von CO_2 die Bildung von Calciumhydrogencarbonat begünstigt. Dieses sorgt für eine Calciumlöslichkeit, welche zu einer Verschiebung der Pufferkapazität führt. Somit liegt der pH-Wert nicht mehr im basischen, sondern

im leicht sauren Bereich. Das gelöste Ca (Abbildung 4-49) in den Eluaten stammt somit vornehmlich aus dem Calciumhydrogencarbonat.

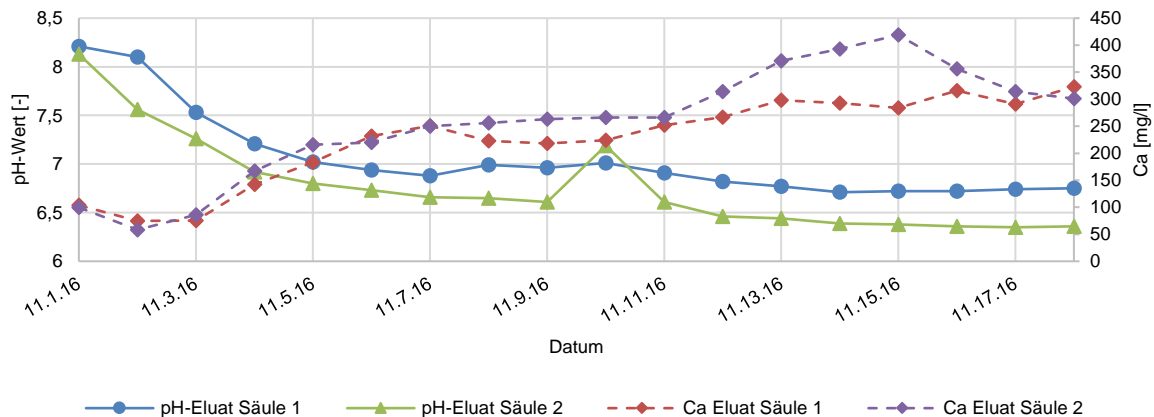


Abbildung 4-49: Gegenüberstellung des gelösten Ca in den Eluaten der beiden Säulen mit pH-Werten der Eluate

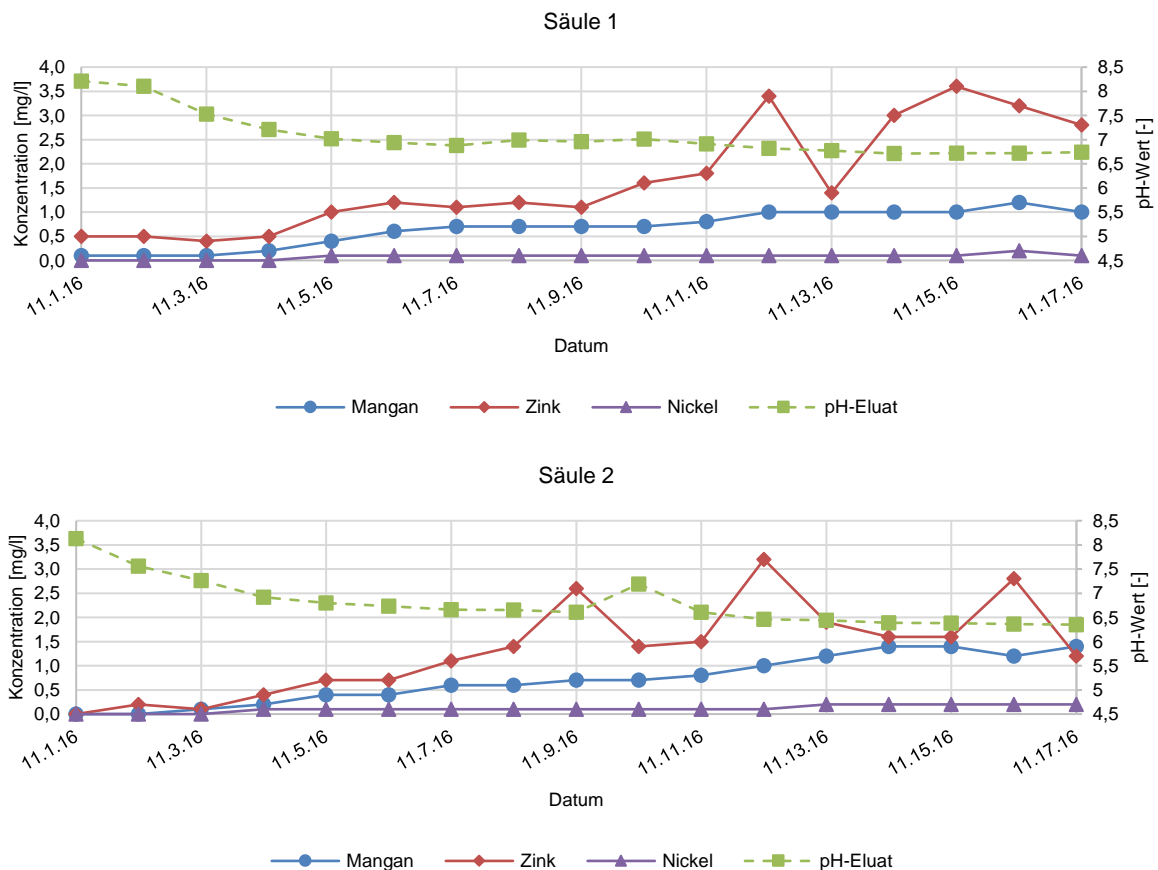


Abbildung 4-50: Gegenüberstellung der gelösten Schwermetalle in Säule 1 und 2 mit dem jeweiligen pH-Wert

Innerhalb des 19-tägigen Versuches wurden durch die eingebrachte Menge an Wasser 5,5 Jahre Niederschlag simuliert. Dabei wurden nennenswerte Konzentrationen an Zink und Mangan freigesetzt, da der pH-Wert aber aufgrund von Oxiden und Hydroxiden nicht weit genug abgesenkt werden konnte, konnten keine Eisenkomplexe aufgelöst werden um weitere enthaltene Schwermetalle freizusetzen.

4.3.3 Langzeitsäulenversuche

Eine weitere Möglichkeit der Risikoabschätzung ist die Durchführung von Säulenlangzeittests. Hierbei wurde über einen Zeitraum von 171 Tagen unter Variation des pH-Wertes die Mobilität der Metalle aus der MVA-Schlacke über die gesamte Höhe der Bohrung untersucht. Durch die 8-fachen Beregnungsrate konnten ca. neun Jahre Niederschlag simuliert werden. Es kann davon ausgegangen werden, dass die Mobilität der enthaltenen Metalle nur sehr begrenzt ist, was die vorhergehenden Untersuchungen zur SNK und den Säulenversuchen mit CO₂-Zugabe gezeigt haben. Durch das Fehlen einer Deponiebasisabdichtung und Sickerwasserfassung im größten Teil der Deponieaufstandsfläche nach dem Stand der Technik besteht ein Restrisiko der Grundwassergefährdung über längere Zeiträume.

4.3.3.1 Sickerwasseranalysen

Regen mit natürlichem Säuregehalt (pH-Wert 5,5)

In der *Abbildung 4-51* sind die pH-Werte des Sickerwassers sowie der Verlauf der elektrischen Leitfähigkeit des Sickerwassers über die Zeit bei Beregnung mit natürlichem Säuregehalt (pH-Wert 5,5) dargestellt. Ebenso sind die gemessenen Konzentrationen an Ca im Sickerwasser zu unterschiedlichen Zeitpunkten des Versuches aufgetragen. Es fällt auf, dass die pH-Werte des Sickerwassers in beiden Säulen zunächst bis auf maximal 9,09 (Säule 1) ansteigen und anschließend ab dem Versuchstag 35 kontinuierlich bis zum Versuchsende bis auf minimal 8,06 (Säule 2) absinken. Über den Versuchszeitraum verlaufen die pH-Werte annähernd parallel. Bezüglich der elektrischen Leitfähigkeit in beiden Säulen fällt auf, dass diese in den ersten 20 Versuchstagen von maximal 17.500 µS/cm (Säule 1) rapide absinkt und sich anschließend bis zum Versuchsende allmählich bis zur minimalen Konzentration 208 µS/cm (Säule 2) verringert. Hervorgerufen wird das rapide Absinken der elektrischen Leitfähigkeit durch die rasch sinkenden Chlorid- und Sulfatkonzentrationen in beiden Säulen, welche ab dem Versuchstag 45 unterhalb der jeweiligen Nachweisgrenze lagen. Bezüglich der Ca-Konzentration im Sickerwasser ist festzuhalten, dass diese nur bis zum dritten Versuchstag nachweisbar war. Dabei handelt es sich um leicht lösliche Ca Verbindungen, die über den Sickerwasserpfad in den Säulen ausgetragen werden. Schwer lösliche Verbindungen verbleiben in der MVA-Schlackenmatrix und halten den CaCO₃-Puffer (pH-Wert Bereich 8,6 bis 6,2) gegenüber Witterungseinflüssen aufrecht. Dies wird auch durch die pH-Werte belegt, welche nicht unter den pH-Wert von 8,0 fallen. Somit können auch keine Schwermetalle aus der MVA-Schlackenmatrix mit dem Sickerwasser ausgetragen werden und liegen vornehmlich unterhalb der Nachweisgrenze für beide Säulen.

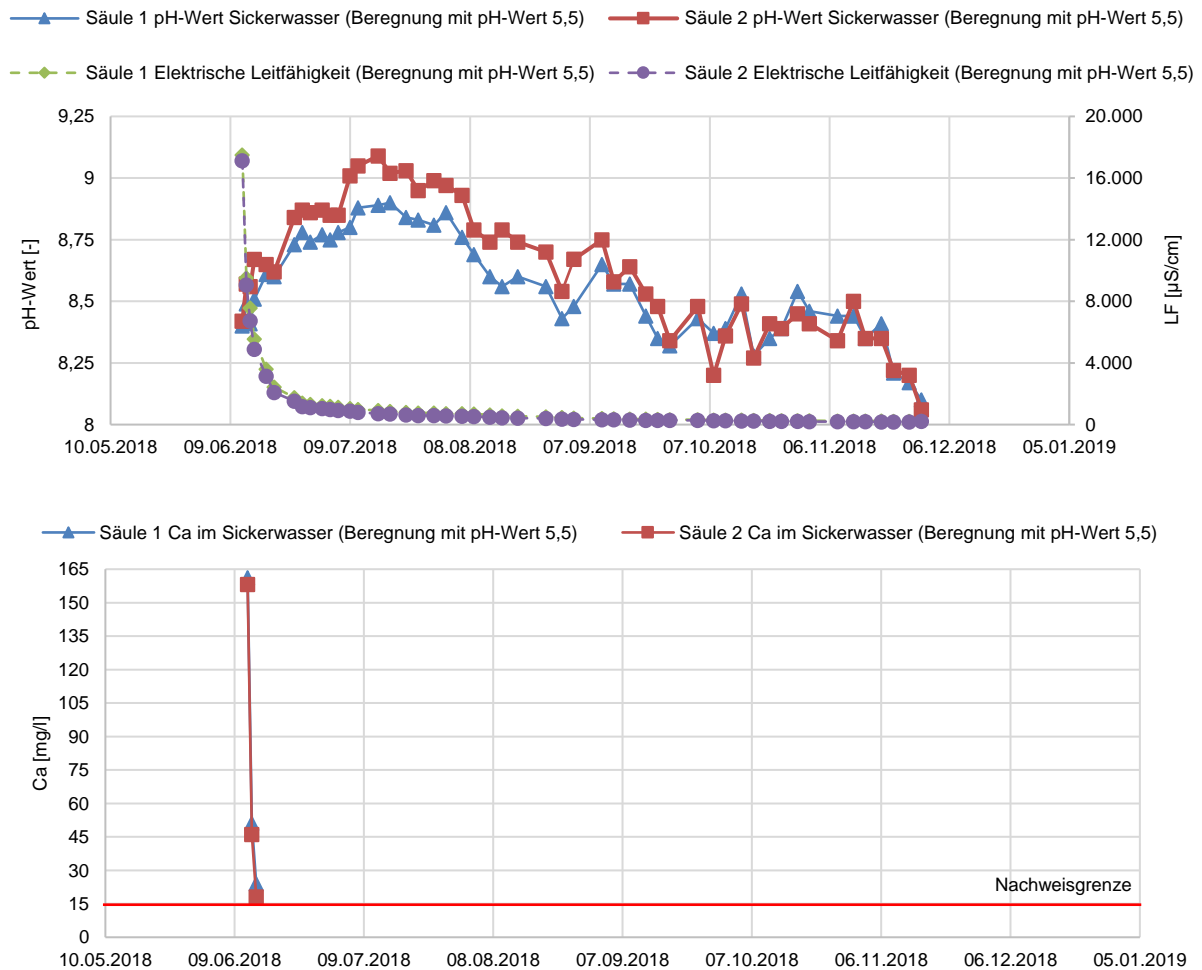


Abbildung 4-51: Verlauf pH-Wert sowie elektrische Leitfähigkeit bei einem Niederschlag mit pH-Wert 5,5 und Konzentration an ausgewaschenem Ca im Sickerwasser

Saurer Regen (pH-Wert 4,5)

In den Säulen 3 und 4 wurde der Einfluß des sauren Regens (pH-Wert 4,5) auf das Auswaschverhalten untersucht. Dieser kommt vor allem in industriell geprägten Gebieten vor. In der *Abbildung 4-52* sind die Verläufe des pH-Wertes, des Sickerwassers sowie der Verlauf der elektrischen Leitfähigkeit im Sickerwasser über die Zeit bei Niederschlag mit natürlichem Säuregehalt (pH-Wert 4,5) dargestellt. Ebenfalls dargestellt sind die gemessenen Ca-Konzentrationen im Sickerwasser zu unterschiedlichen Zeitpunkten des Versuchs. Gegenüber dem Niederschlag mit natürlichem Säuregehalt haben sich die Verläufe der pH-Werte und der elektrischen Leitfähigkeit nicht verändert. Es kommt ebenfalls zu Beginn des Versuchs zu einem Anstieg des pH-Wertes im Sickerwasser beider Säulen bis auf maximal 9,09 (Säule 4, Versuchstag 34). Ab dem Versuchstag 35 kommt es auch hier zu einer Absenkung des pH-Wertes der beiden Säulen bis auf minimal 8,06 (Säule 4). Am Ende des Versuches wird auch bei der Berechnung mit saurem Niederschlag ein pH-Wert von 8,0 nicht unterschritten und der CaCO_3 -Puffer (pH-Wert Bereich 8,6 bis 6,2) gegenüber Witterungseinflüssen aufrecht gehalten. Ein weiterer Beleg für die Aufrechterhaltung des CaCO_3 -Puffers ist, dass auch bei den Versuchen mit saurem Regen nur bis zum vierten Versuchstag Ca im Sickerwasser beider Säulen nachweisbar waren. Auch kommt es, wie im vorangehenden Versuch, zu einer schnellen Absenkung der elektrischen Leitfähigkeit in den ersten 29 Versuchstagen, welche durch die ebenfalls schnell sinkenden Chlorid- und Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser beider Säulen begründet ist. Auch bei dieser Versuchsanordnung kommt es zu keiner Mobilisierung der Schwermetalle aus der MVA-Schlackenmatrix mit dem Sickerwasser.

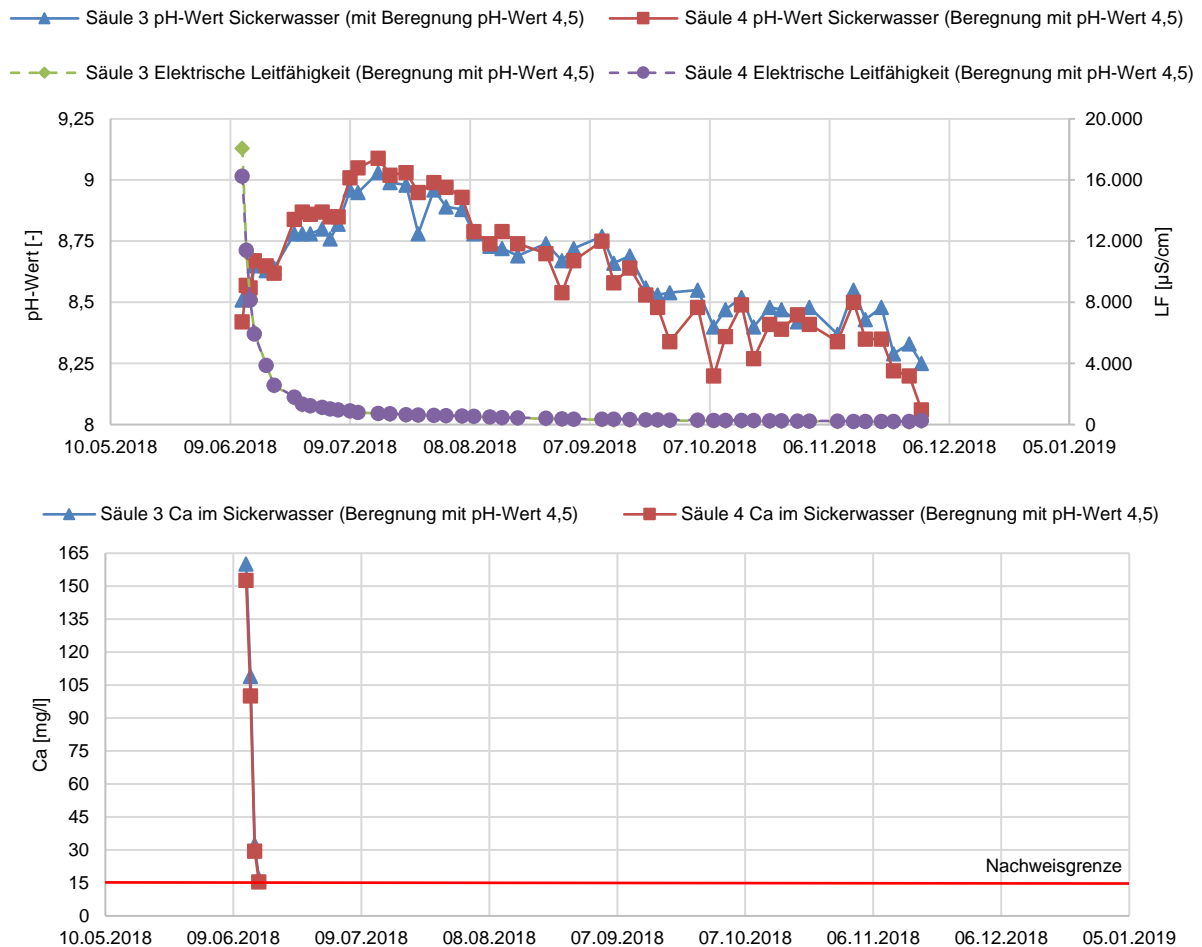


Abbildung 4-52: Verlauf pH-Wert sowie elektrische Leitfähigkeit bei einem Niederschlag mit pH-Wert 4,5 und Konzentration an ausgewaschenem Ca im Sickerwasser

Extremfall (pH-Wert 2,0)

Um eine prinzipielle Mobilität der Schwermetalle aus der MVA-Schlackenmatrix über die Ablagerungshöhe abzubilden, wurden die Säulen 5 und 6 mit einem Niederschlag mit pH-Wert von 2,0 beregnet. Dies hatte zum Ziel, einen messbaren Schwermetallaustrag innerhalb des Versuchszeitraumes von 171 Tagen sicherzustellen. Bei den Versuchen mit CO_2 -Zugabe (Kapitel 4.3.2) konnte nachgewiesen werden, dass der pH-Wert unter 3,0 abgesenkt werden kann und es zu einer Freisetzung von einigen Schwermetallen aus der MVA-Schlackenmatrix kommt. Dementsprechend kann man davon ausgehen, dass es auch bei der Begegnung mit extrem saurem Niederschlag bei den Langzeitsäulenversuchen zu einer Freisetzung von Schwermetallen kommt. In der *Abbildung 4-53* sind die pH-Werte und elektrische Leitfähigkeit im Sickerwasser über die Zeit bei Beregnung mit extrem saurem Niederschlag dargestellt. Ebenfalls dargestellt sind die gemessenen Konzentrationen an Ca im Sickerwasser zu unterschiedlichen Zeitpunkten des Versuchs. Aus der *Abbildung 4-53* wird deutlich, dass auch mittels extrem sauren Niederschlags der pH-Wert nicht so weit abgesenkt werden konnte, dass Schwermetalle aus der Schlackenmatrix in das Sickerwasser verlagert werden. Am Ende des Versuchs lag der pH-Wert bei minimal 7,92 (Säule 5). Dies liegt vermutlich daran, dass das Wasser-Feststoff-Verhältnis bei den Langzeitsäulenversuchen, im Gegensatz zu den Versuchen mit CO_2 -Zugabe (Kapitel 4.3.2), deutlich zum Feststoff verschoben ist. Somit wird die Säure im künstlichen Niederschlag deutlich stärker gepuffert. Da diese Pufferung über die gesamte Säulenhöhe stattfindet, ist es aber prinzipiell möglich, dass an der Oberfläche der MVA-Schlacke gelagerte Schwermetalle zwar in das Sickerwasser überführt werden, jedoch auf dem Weg durch die Säule wieder aus dem Sickerwasser ausfallen. Somit verbleiben die Schwermetalle in der Säule. Ein weiterer Beleg für die Aufrechterhaltung des CaCO_3 -Puffers ist, dass auch bei den Versuchen mit extrem saurem Niederschlag nur bis zum vierten Versuchstag Ca Konzentrationen im Sickerwasser beider Säulen nachweisbar waren. Somit konnten nur leicht lösliche Ca Verbindungen

mit dem Sickerwasser ausgetragen werden. Auffällig bei den Säulen 5 und 6, gegenüber den anderen Säulen ist auch die um ein Vielfaches höher liegende elektrische Leitfähigkeit, obwohl ab dem Versuchstag 41 die Konzentrationen an Chlorid und Sulfat unterhalb der jeweiligen Nachweisgrenze lagen.

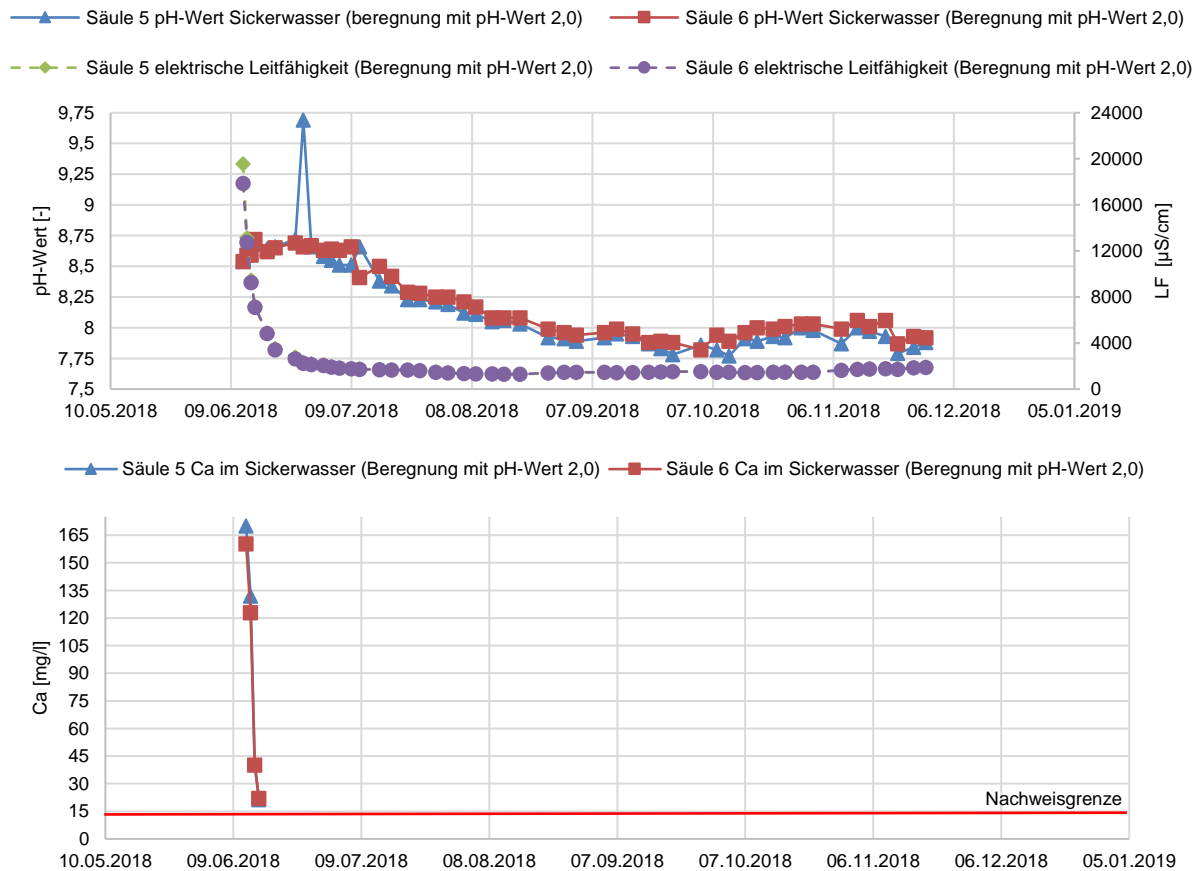


Abbildung 4-53: Verlauf pH-Wert sowie elektrische Leitfähigkeit bei einem Niederschlag mit pH-Wert 2,0 und Konzentration an ausgewaschenem Ca im Sickerwasser

Im Vergleich zur Ausgangskonzentrationen des Ca im Feststoff des Bohrkerns BK04 über die Ablagerungshöhe, kam es in nahezu allen Säulen zu einer deutlichen Verringerung im Feststoff (*Abbildung 4-54*). Bei den Ca-Konzentrationen in der Säule 6 kam es aus nicht ersichtlichen Gründen, gegenüber der Abnahme in den anderen Säulen, zu keiner so ausgeprägten Verschiebung der Konzentrationen, trotz des deutlich niedrigeren pH-Wertes im Niederschlag. Bei den anderen Säulen ist signifikant festzustellen, dass es zu einer Ausfällung des Ca in den mittleren Ablagerungsschichten gekommen ist und anschließend wieder zu einer Verringerung mit sinkender Ablagerungshöhe in den Säulen. Deutlich erkennbar ist auch, je niedriger der pH-Wert des Niederschlags ist, umso niedriger fallen die Konzentrationen an Ca im Feststoff entlang der Ablagerungshöhe aus.

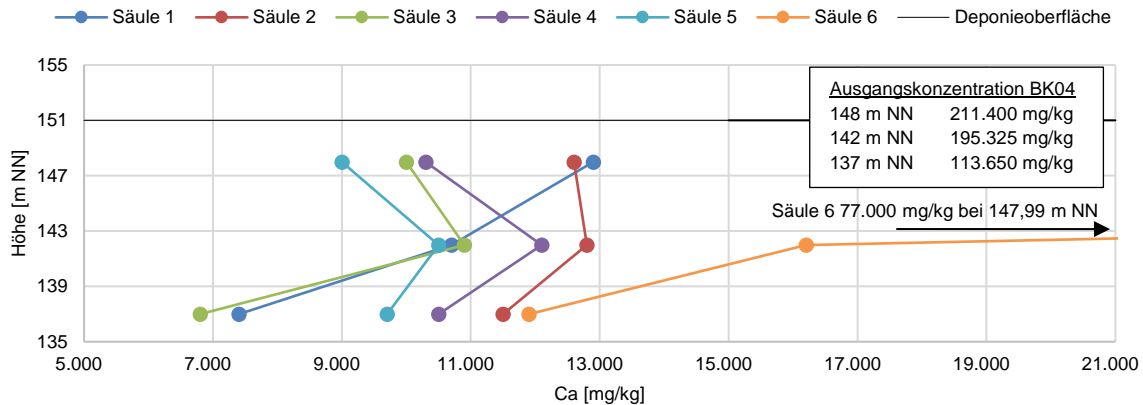


Abbildung 4-54: Konzentrationsverteilung Ca in den Säulen nach dem Versuch von 171 Tagen

4.3.3.2 Mobilität der Metalle

Zusätzlich zu den Sickerwasseranalysen der Säulenversuche wurden Feststoffproben an unterschiedlichen Entnahmestellen aus den Säulen entnommen, um diese auf Metalle zu untersuchen und eine Aussage zur Langzeitmobilität der Metalle in der MVA-Schlackedeponie zu treffen. Die Ergebnisse für alle untersuchten Metalle in den verschiedenen Säulen mit unterschiedlichen Niederschlägen sind im *Anhang* in den *Anlage 11* bis *Anlage 13* zu entnehmen. Für die Metalle Kupfer, Zink und Nickel sind die Ergebnisse exemplarisch in der *Abbildung 4-55* bis *Abbildung 4-57* dargestellt. Bei den Ergebnissen der einzelnen Feststoffproben an den unterschiedlichen Entnahmestellen ist zu beachten, dass es sich hierbei nur um eine punktuelle Analyse in der Säule handelt, welche in den folgenden Abbildungen der gemittelten Ablagerungshöhe der Deponie gegenübergestellt ist. Somit können Umlagerungs- und Anlagerungseffekte in den jeweiligen Säulenabschnitten nur näherungsweise abgebildet werden.

Bei der Simulation des Regens mit natürlichem Säuregehalt (pH-Wert 5,5) kommt es für Kupfer zu einer leichten Anreicherung im unteren Bereich der oberen Ablagerungsschicht bis auf maximal ca. 3.500 mg/kg TS (Versuchstag 171) (*Abbildung 4-55*). Demgegenüber kommt es ab Versuchstag 50 zu einer weiteren Verlagerung des Kupfers in tiefer liegende Schichten in der mittleren Ablagerungshöhe, welche ab Versuchstag 84 annähernd gleiche Konzentrationen um 1.500 mg/kg TS aufweisen. In den untersten Ablagerungsschichten kommt es ebenfalls zu einer minimalen Verlagerung in tiefere Bereiche, da die Konzentrationen über die Versuchsdauer leicht abnehmen. Die sehr hohe Konzentration der Versuchstage 25 und 171 mit jeweils 4.500 mg/kg TS können mit der Inhomogenität der MVA-Schlacke begründet werden, da die Ausgangskonzentration im Bohrkern BK04 in dieser Tiefe ca. 2.250 mg/kg TS beträgt. Gleichwohl ist es unwahrscheinlich, dass sich bei der Beregnung mit einem pH-Wert von 5,5 das Kupfer soweit nach unten verlagert hat.

Bei der Beregnung mit pH-Wert 4,5 stellt sich fast ein identisches Bild für die Verteilung der Kupferkonzentrationen ein. Durch den etwas niedrigeren pH-Wert kommt es in der oberen Ablagerungsschicht schneller zu einer Umlagerung des Kupfers in niedrigere Bereiche. Dabei kommt es zu einer Wiedeanlagerung des Kupfers in der mittleren bis unteren Ablagerungsschicht. Durch die Beregnung mit pH-Wert 2,0 (Extremfall) kommt es zu einer sehr großen Anreicherung von Kupfer in der mittleren Ablagerungshöhe bis zu einer maximalen Konzentration von ca. 48.881 mg/kg TS (Versuchstag 126). Ebenfalls lässt sich feststellen, dass sich das Kupfer in den unteren Ablagerungshöhen weiter zum Säulenboden (Deponiebasis) bewegt, da die punktuell gemessenen Konzentrationen an den Entnahmestellen der Säule zwischen ca. 1.500 und 2.000 mg/kg TS schwanken. Dies entspricht einer leicht geringeren Konzentration gegenüber der Ausgangskonzentration im Bohrkern BK04 von 2.250 mg/kg TS.

Bei Zink kommt es durch die simulierte Beregnung mit natürlichem Säuregehalt zu einer leichten Verschiebung in den unteren Bereich der oberen Ablagerungshöhe bis zu einer maximalen Konzentration von 6.000 mg/kg TS (Versuchstag 171) (*Abbildung 4-56*). In den mittleren Ablagerungshöhen ist zunächst eine Verringerung der Konzentrationen festzustellen, welche sich anschließend ab dem Ver-

suchstag 84 weiter in die unterste Ablagerungshöhe verschiebt. Ab Versuchstag 85 steigen die Konzentrationen in der mittleren Ablagerungshöhe wieder leicht an, auf maximal ca. 4.800 mg/kg TS. Bei der Beregnung mit pH-Wert 4,5 stellt sich fast ein identisches Bild für die Verteilung der Zinkkonzentrationen ein. Es kommt zu einer beschleunigten Umlagerung des Zinks in den unteren Bereich der oberen Ablagerungshöhe. Anschließend wird das Zink auch aus der mittleren Ablagerungshöhe weiter nach unten transportiert und lagert sich in der unteren Ablagerungshöhe wieder an. Die Zinkkonzentration steigt dabei im mittleren Bereich der unteren Ablagerungshöhe auf ca. 6.500 mg/kg TS an. Dies entspricht fast dem Doppelten der Ausgangskonzentration im Bohrkern BK04. Durch die Beregnung mit einem pH-Wert von 2,0 kommt es vor allem in den ersten 50 Versuchstagen zu einer Aufkonzentration von Zink im mittleren Bereich der unteren Ablagerungshöhe bis auf eine maximale Konzentration von ca. 6.500 mg/kg TS. Anschließend fällt die Konzentration stark ab und es kommt vermutlich zu einer weiteren Verlagerung des Metalls in Richtung Säulenboden (Deponiebasis).

Durch die Beregnung mit natürlichem Säuregehalt (pH-Wert 5,5) kommt es für Nickel auch zu einem Anstieg der Konzentrationen im mittleren Bereich der oberen Ablagerungshöhe (*Abbildung 4-57*). Dabei kommt es aber schon zu einer maximalen Konzentration nach 49 Versuchstagen von 400 mg/kg TS. Diese liegt um das Vierfache höher als die Ausgangskonzentration im BK04 in dieser Höhe. Anschließend kommt es zu einer weiteren Verlagerung in die mittlere Ablagerungshöhe. Hierbei steigt die Nickelkonzentration bis auf maximal ca. 212 mg/kg TS. Die annähernd gleichbleibende Konzentration von ca. 200 mg/kg TS im mittleren Bereich der unteren Ablagerungsschicht und die Ausgangskonzentration von ca. 230 mg/kg TS weisen auf keinen weiteren Transport des Nickels in Richtung Säulenboden (Deponiebasis) hin. Bei der Beregnung mit pH-Wert 4,5 kommt es, wie bei den anderen Metallen, auch zu einem raschen Anstieg der Konzentrationen im Bereich der Entnahmestellen in der Säule in den oberen Ablagerungshöhen. Das Konzentrationsmaximum liegt bei ca. 516 mg/kg TS (Versuchstag 126). Im mittleren Ablagerungsbereich kommt es zunächst zu einer Abnahme der Konzentrationen und anschließend zu einem starken Anstieg ab dem Versuchstag 126. Die gemessenen Konzentrationen liegen zunächst nahe der Ausgangskonzentration und steigen dann bis auf 194 mg/kg TS (Versuchstag 171) an. In der unteren Ablagerungshöhe kommt es aufgrund einer Umlagerung des Nickels zu einem Anstieg der Konzentration bis zum Versuchstag 49 auf 250 mg/kg TS. Diese maximale Konzentration liegt fast auf gleicher Höhe mit der Ausgangskonzentration von ca. 230 mg/kg TS. Ab Versuchstag 50 kommt es vermutlich zu einer weiteren Verlagerung des Nickels hin zum Säulenboden, da die Konzentrationen im mittleren Bereich der unteren Ablagerungshöhe abnehmen.

Die Ergebnisse der Langzeitsäulenversuche bestätigen die Vermutung, dass lediglich mit geringen Verlagerungen durch Witterungseinflüsse zu rechnen ist. Zwar konnten durch extrem unrealistische Milieubedingungen (Beregnung mit pH-Wert 2,0) Metalle in den Säulen verlagert werden, jedoch in einem sehr geringen Umfang und ebenfalls nicht mit einem eindeutig signifikanten Ergebnis. Ebenfalls sprechen für eine stabile Langzeitsicherheit die überwiegend unter der Nachweisgrenze liegenden Metallgehalte in den Sickerwässern der einzelnen Säulen über den simulierten Niederschlagsjahren von ca. neun Jahren.

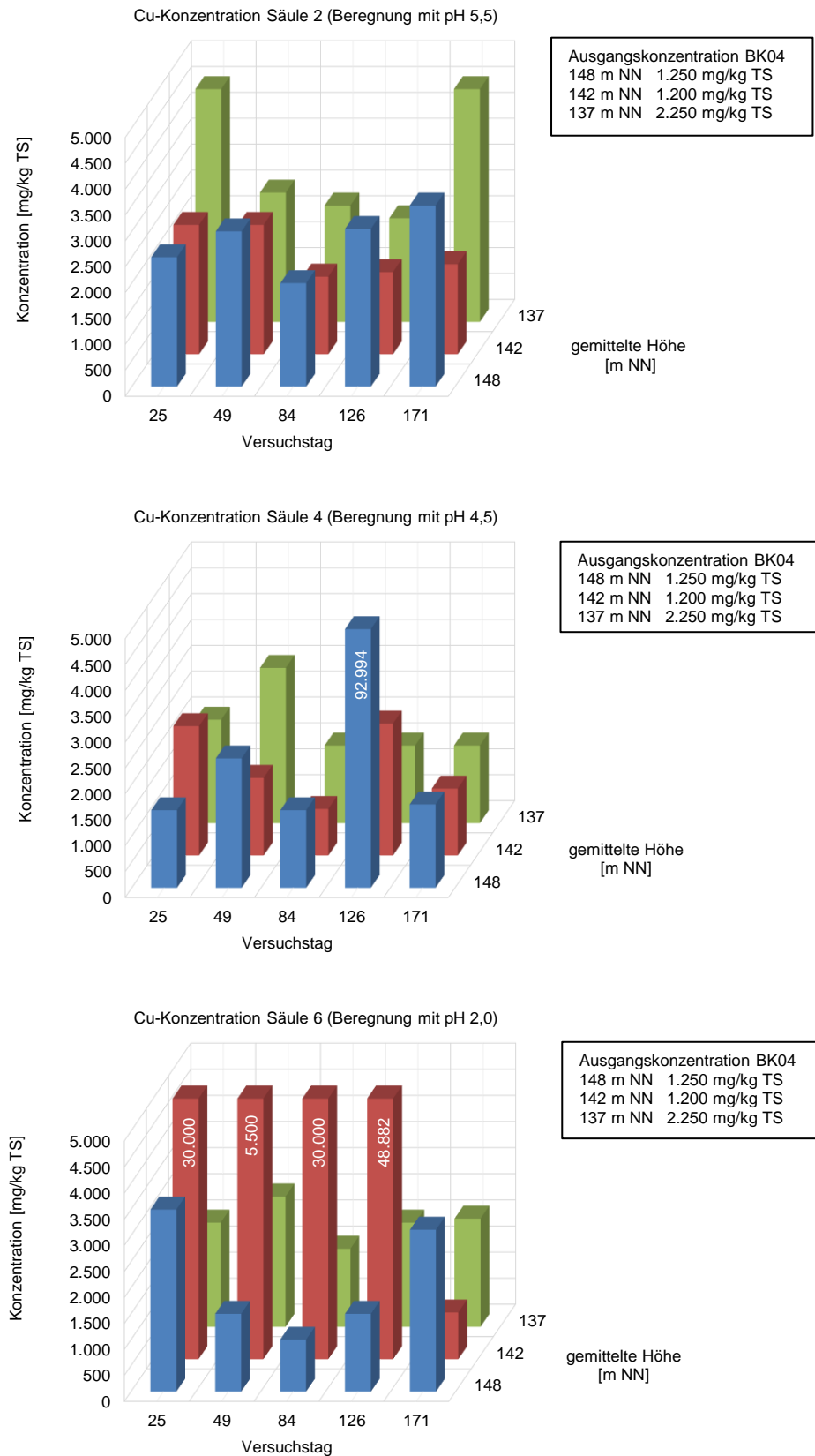


Abbildung 4-55: Cu-Konzentrationen an den Entnahmestellen der Feststoffproben in den Säulen abhängig vom pH-Wert der Beregnung

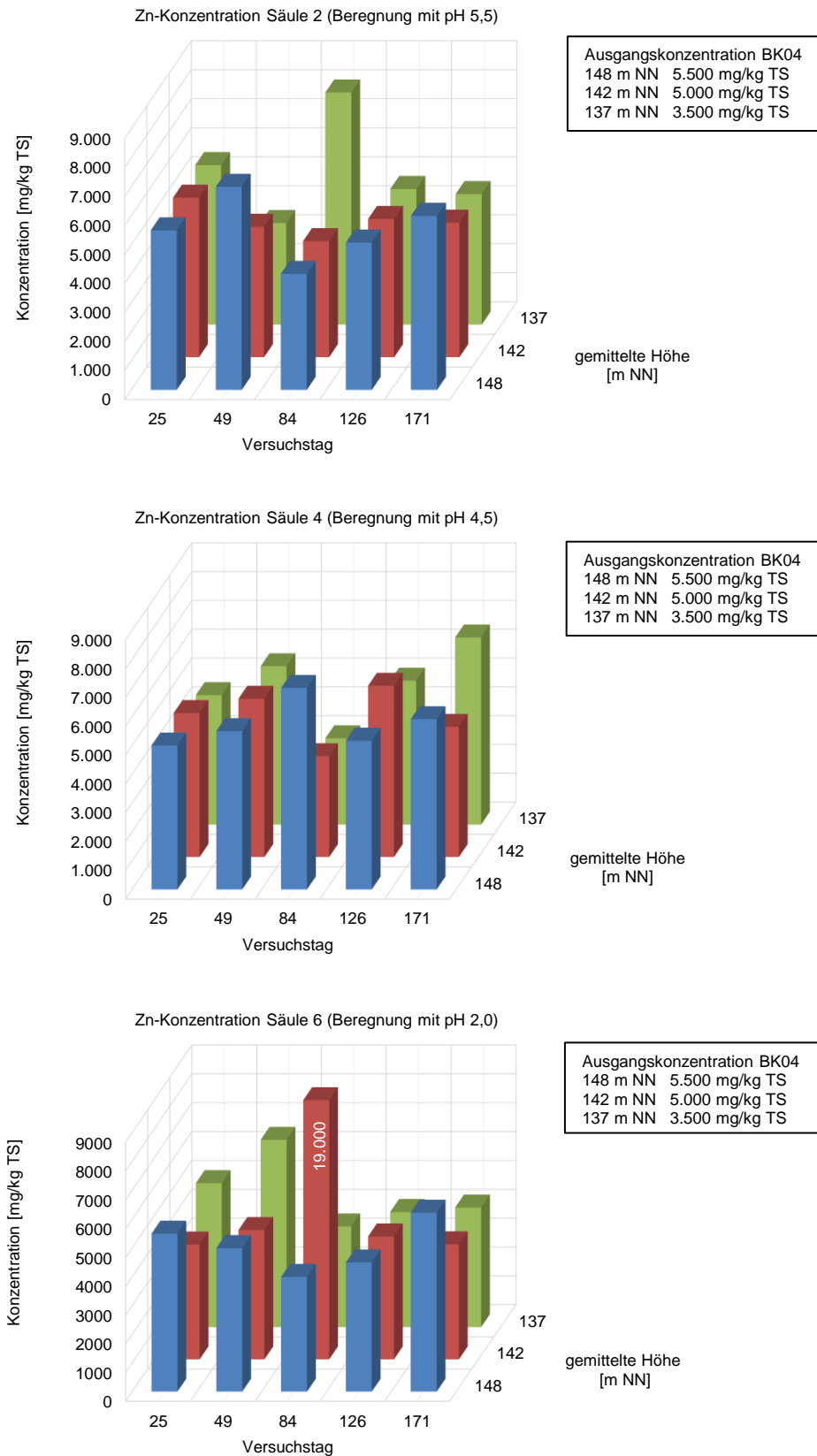


Abbildung 4-56: Zn-Konzentrationen an den Entnahmestellen der Feststoffproben in den Säulen abhängig vom pH-Wert der Beregnung

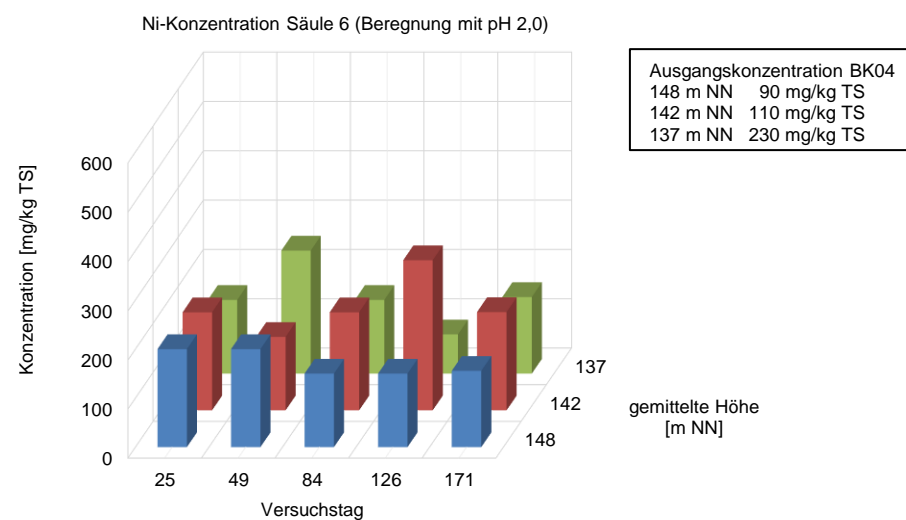
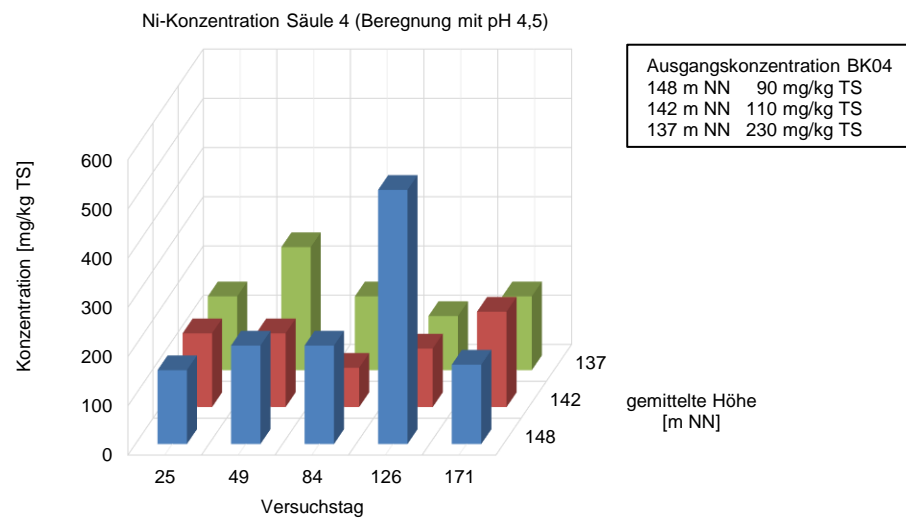
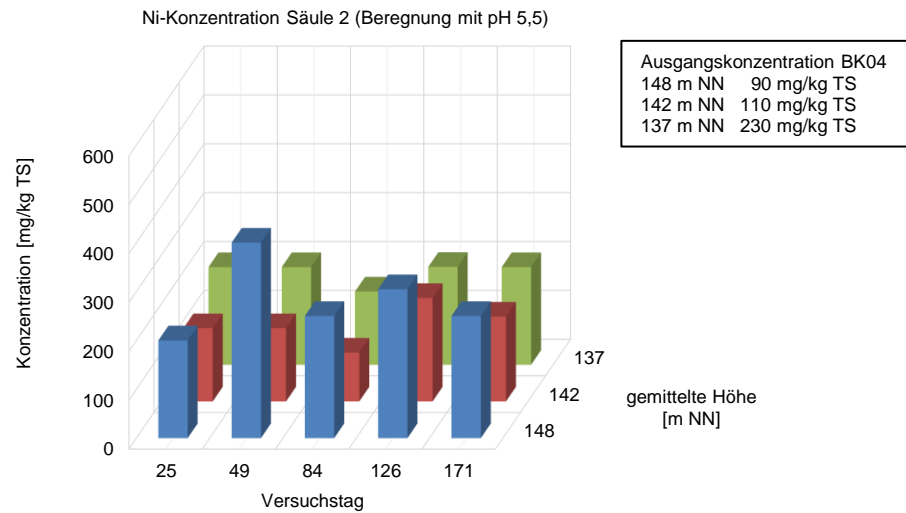


Abbildung 4-57: Ni-Konzentrationen an den Entnahmestellen der Feststoffproben in den Säulen abhängig vom pH-Wert der Beregnung

4.4 Qualität der MVA-Schlacke hinsichtlich eines Einsatzes als Recyclingbaustoff

4.4.1 Waschversuche der MVA-Schlacke

Für die Beurteilung einer nassmechanischen Aufbereitung der MVA-Schlacke wurden einfache Waschversuche mit integrierter Separation in die Grobfraction (> 4 mm) und Feinfraction (< 4 mm) durchgeführt. Hierfür wurde die MVA-Schlacke in unterschiedlichen Zeitintervallen mittels Hochdruckreiniger (HDR) sowie mit einer einfachen Bewässerungsbrause (BWB) bewässert und gleichzeitig mittels eines Siebes separiert. Dabei entstand neben der Grobfraction sowie der Feinfraction auch Prozesswasser. Die leicht löslichen Sulfatkonzentrationen in den Eluaten der Grobfraction konnte durch die nassmechanische Aufbereitung im günstigsten Fall bis unterhalb der Nachweisgrenze von 40 mg/l gesenkt werden (Tabelle 4-9). Hierbei ist darauf zu achten, dass es sich bei den nachweisbaren Sulfatkonzentrationen um die Sulfatverbindungen handelt, welche an der Oberfläche der MVA-Schlacke anhaften und leicht in die wässrige Phase überführt werden können. Die sich in der Feststoffmatrix der MVA-Schlacke befindenden Sulfatverbindungen können nicht herausgelöst werden und verbleiben im Feststoff. Bei den durchgeführten Versuchen zeigte sich auch, dass die besten Ergebnisse mittels Hochdruckreiniger erzielt werden konnten. Bei dem Vergleich der Eluate der Grobfraction mit denen der Feinfraction und den analysierten Konzentrationen im erzeugten Prozesswasser wird deutlich, dass es zu einer Reduktion der leicht löslichen Sulfatverbindungen in der Grobfraction sowie der Feinfraction und damit zu einer Aufkonzentration dieser Stoffe im Prozesswasser (max. 691 mg/l) kommt. Denselben Effekt spiegeln die Chloridkonzentrationen wieder (Tabelle 4-10). Hierbei kommt es auch gegenüber der Vergleichskonzentration zu einem Herabsetzen der Konzentrationen in der Grobfraction sowie der Feinfraction und einer Aufkonzentration im Prozesswasser (max. 84 mg/l).

Tabelle 4-9: Vergleich der Sulfatkonzentrationen in den Eluaten der Grobfraction und Feinfraction mit den Konzentrationen im Prozesswasser

Vergleichskonzentration = 120 mg/l (Grobfraction der MVA-Schlacke)

Vergleichskonzentration = 317 mg/l (Feinfraction der MVA-Schlacke)

Aggregat	Zeitdauer [s]	Grobfraction (> 4 mm) [mg/l]	Feinfraction (< 4 mm) [mg/l]	Prozesswasser [mg/l]
BWB	15	71,10	86,65	433,50
BWB	15	67,10	95,70	469,00
BWB	30	u.N.	108,95	401,50
BWB	30	88,20	73,65	277,00
BWB	45	92,60	227,05	232,50
BWB	45	0,00	125,00	259,50
HDR	10	46,70	107,50	691,00
HDR	10	63,50	99,65	651,50
HDR	20	72,20	96,55	459,00
HDR	20	u.N.	89,70	523,00
HDR	30	u.N.	92,35	310,50
HDR	30	u.N.	120,50	342,50

u.N. unterhalb der Nachweisgrenze (40 mg/l)

Tabelle 4-10: Vergleich der Chloridkonzentrationen in den Eluaten der Grobfraktion und Feinfraktion mit den Konzentrationen im Prozesswasser

Vergleichskonzentration = 25 mg/l (Grobfraktion MVA-Schlacke)

Vergleichskonzentration = 84 mg/l (Feinfraktion MVA-Schlacke)

Aggregat	Zeitdauer [s]	Grobfraktion (> 4 mm) [mg/l]	Feinfraktion (< 4 mm) [mg/l]	Prozesswasser [mg/l]
BWB	15	5,55	5,04	55,70
BWB	15	4,20	7,24	55,75
BWB	30	5,16	9,70	46,15
BWB	30	5,75	8,36	40,55
BWB	45	7,24	25,40	33,10
BWB	45	6,96	15,30	34,95
HDR	10	5,81	8,93	80,90
HDR	10	7,77	7,64	84,30
HDR	20	4,25	7,79	61,35
HDR	20	7,42	7,69	60,95
HDR	30	5,27	12,60	45,95
HDR	30	6,00	15,00	45,05

Bei einer nassmechanischen Aufbereitung steht die Verbesserung der Rückgewinnung von NE-Metallen durch eine Aufkonzentration dieser bzw. das Abtrennen feinsten Bestandteile aus der MVA-Schlacke ebenfalls im Vordergrund (Schubert, 1996) (Frischen und Bunzel, 2017). Durch die Bebrausung der MVA-Schlacke und Separation in die Grobfraktion und Feinfraktion konnte eine signifikante Anreicherung von z.B. Kupfer in den beiden Fraktionen erreicht werden. Hierbei betrug die Steigerung maximal 95 % (Feinfraktion) und 90 % (Grobfraktion) (Abbildung 4-58). Diese Aufkonzentration ist damit zu begründen, dass feinste Bestandteile der MVA-Schlacke ausgewaschen und in das Prozesswasser überführt wurden. Es lässt sich auch feststellen, dass die Bebrausung der MVA-Schlacke mittels Hochdruckreiniger in nahezu allen Versuchen eine Steigerung der Konzentrationen als Ergebnis hat. Auf eine ausführliche Analyse des Prozesswassers wurde an dieser Stelle verzichtet, da sie nicht Bestandteil dieser Arbeit ist und eine nassmechanische Separation der MVA-Schlacke nur im feinen Materialstückbereich durch das RENE-Verfahren durchgeführt wurde.

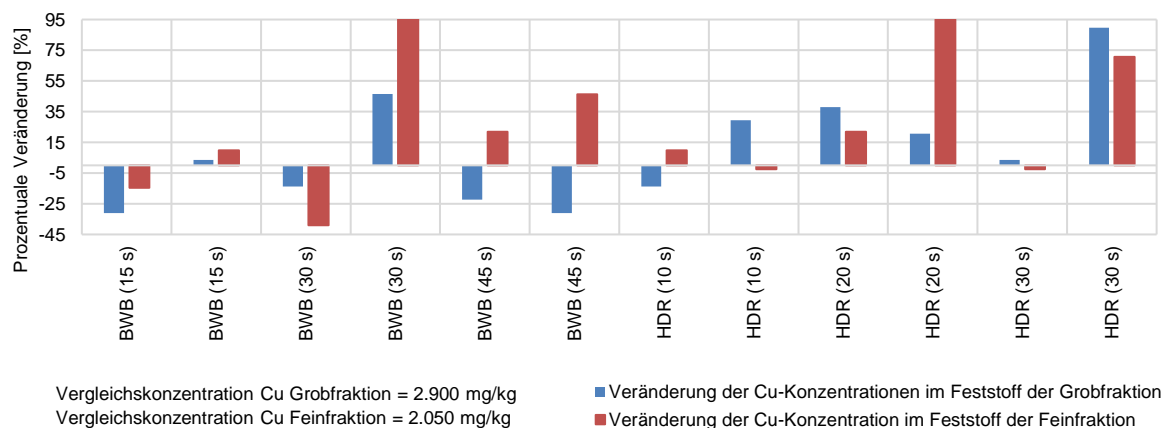


Abbildung 4-58: Prozentuale Veränderung der Cu-Konzentrationen im Feststoff der Grobfraktion und Feinfraktion durch die nassmechanische Aufbereitung

4.4.2 Analyse der umweltrelevanten Anforderungen nach LAGA und TL-Gestein-StB 04

Zur Beurteilung der umweltrelevanten Anforderung bezüglich des Einsatzes der grobfractionierten MVA-Schlacke (> 4 mm) als Baustoff wurden Deklarationsanalysen durchgeführt. Bezüglich des Einsatzes als Baustoff müssen die Anforderungen nach den Technischen Regeln LAGA M 20 / M 19 sowie die Anforderungen nach TL-Gestein-StB 04 eingehalten werden. Die Analysen der drei untersuchten Mischproben der Grobfraktion aus drei Bohrkernen, sowie die Überschreitungen von Grenzwerten (grau gekennzeichnet) sind in Tabelle 4-11 dargestellt. Die Analysen zeigen, dass die Grenzwerte der LAGA für einen eingeschränkten Einbau mit definierten technischen Sicherungsmaßnahmen (Einbauklasse Z 2)

im Wesentlichen eingehalten werden. Es fällt deutlich auf, dass die Analysen für Chlorid und Sulfat um ein Vielfaches unterhalb des vorgegebenen Grenzwertes liegen. Dies kommt durch die lange Ablagerungszeit und durch die Auswaschung dieser leicht löslichen Substanzen mit dem eindringenden Niederschlagswasser – vor allem während der Betriebszeit der MVA-Schlackedeponie – zustande. Die einzige Überschreitung der Grenzwerte ist für alle drei Proben bei Cyanid gegeben. Hierbei handelt es sich aber nicht um eine tatsächliche Überschreitung, sondern vielmehr kam es bei der Analyse zu Interferenzen und zu einer scheinbaren Überschreitung des Grenzwertes. Für die umweltrelevanten Anforderungen nach der TL-Gestein-StB 04 kommt es zu einer Überschreitung der Grenzwerte für die Deklaration als MVAA-1 bei Antimon, nicht aber für die Deklaration der MVA-Schlacke als MVAA-2. Somit werden die umweltrelevanten Anforderungen für die Deklaration der MVA-Schlacke als MVAA-2 nach TL-Gestein-StB 04 eingehalten.

Tabelle 4-11: Deklarationsanalytik umweltrelevanter Anforderung nach LAGA und TL-Gestein-StB 04 der Bohrkern BK01, BK03 und BK04 (> 4 mm) (BIOLAB Umweltanalysen GmbH, 2018)

Parameter	Einheit	LAGA M 20 / M 19 MVA-Schlacke	TL-Gestein-StB 04		Unbehandelte Grobfraktion (> 4 mm) der MVA-Schlacke		
			MVAA-1	MVAA-2	BK01 MP	BK03 MP	BK04 MP
Feststoffuntersuchungen							
TOC	Ma.-%	1 (für Altanlagen 3 Ma.-%)	-	-	0,46	0,51	0,46
EOX	mg/kg	2	-	-	< 1,0	< 1,0	< 1,0
Eluatuntersuchungen							
pH-Wert	-	7 - 13	7 - 13	7 - 13	9,3	9,4	9,5
El. Leitfähigkeit	µS/cm	6.000	2.000	12.500	674	395	538
DOC	µg/l	- *	-	-	< 2,0	3,2	2,4
Antimon	µg/l	-	10	60	18	18	18
Arsen	µg/l	- *	-	-	7,2	8,9	12
Blei	µg/l	50	-	-	< 10	< 10	< 10
Cadmium	µg/l	5	-	-	< 1,0	< 1,0	< 1,0
Chrom ges.	µg/l	200	150	460	4,8	8,7	7,7
Kupfer	µg/l	300	110	1.000	< 5,0	< 5,0	5,8
Molybdän	µg/l	-	55	400	17	45	15
Nickel	µg/l	40	-	-	< 5,0	< 5,0	< 5,0
Quecksilber	µg/l	1	-	-	< 0,10	< 0,10	< 0,10
Vanadium	µg/l	-	55	150	< 5,0	< 5,0	5,4
Zink	µg/l	300	-	-	< 50	< 50	< 50
Chlorid	mg/l	250	160	5.000	40	12	12
Sulfat	mg/l	600	820	3.000	200	100	140
Cyanid (l. fr.)	mg/l	0,02	-	-	< 5,0	< 5,0	< 5,0

* Nur für Erfahrungssammlung zu bestimmen

4.4.3 Analyse geotechnischer Eignungsuntersuchungen

Abhängig vom Verwendungszweck müssen Recyclingbaustoffe den vorgegebenen Lieferkörnungen entsprechen. Hierfür müssen die Vorgaben der TL-SoB-StB herangezogen werden. Hinsichtlich der stofflichen Verwertung der Mineralik aus der Grobkornaufbereitung der MVA-Schlacke (> 4 mm) ist festzuhalten, dass diese keiner der in der TL-SoB-StB sowie TL-Gestein-StB 04, aufgelisteten Lieferkörnung entspricht. Eine Kombination benachbarter Korngruppen nach Tabelle 2, der TL-Gestein-StB 04 und die Kategorisierung dieser hinsichtlich des Über- und Unterkornanteils gemäß Tabelle 3 der TL-Gestein-StB 04 ist möglich. Diese Untersuchungen waren aber nicht Gegenstand dieser Arbeit.

Zusätzlich zu den vorgegebenen Lieferkörnungen und umweltrelevanten Anforderungen müssen Recyclingbaustoffe aus MVA-Schlacke geotechnische Anforderungen einhalten. Sie müssen den Anforderungen, die an den zu ersetzenden Baurohstoff mindestens gleichgestellt sein bzw. den Anforderungen der Baumaßnahme genügen. Schlömp (2014) hat hierzu verschiedene bodenmechanische und hydraulische Untersuchungen an mehrjährig gealterter und von Fe- bzw. NE-Metallen befreiter MVA-Schlacken durchgeführt.

Untersuchte Kenngrößen sowie die untersuchte Kornverteilung waren dabei:

- 4 bis 32 mm Korndichte (DIN 18124),
- 0 bis 32 mm Proctordichte (E DIN 18128),
- 0 bis 32 mm Setzungsverhalten im eindimensionalen Kompressionsversuch (E DIN 18135),
- 0 bis 32 mm Scherfestigkeit (DIN 18137-1),
- 0 bis 32 mm Wasserdurchlässigkeitsbeiwert (DIN 18130-1),
- 4 bis 32 mm Widerstand gegen Frost-Tau-Wechsel (DIN EN 1367-1),
- 0 bis 32 mm Raumbeständigkeit.

Korndichte

Die mittlere Kornrohndichte der von *Schlömp (2014)* untersuchten MVA-Schlacke beträgt $2,56 \text{ g/cm}^3$. Dies entspricht annähernd der Korndichte von Kiessand (4 bis 32 mm) mit $2,63 \text{ g/cm}^3$, wobei zu beachten ist, dass bei den Versuchen eine sehr große Streuung der Korndichten für die mehrere Jahre gealterte MVA-Schlacke aufgetreten ist, die auf die Inhomogenität der MVA-Schlacke zurückzuführen ist.

Proctordichte

In der *Abbildung 4-59* sind die von *Schlömp (2014)* erstellten Proctorkurven der MVA-Schlacke und der des Kiessandes gegenübergestellt. Zusätzlich sind die ermittelten Proctordichten mit den optimalen Wassergehalten dargestellt. Aus den Verläufen der Kurven wird deutlich, dass die Proctordichte der mehrere Jahre gealterter MVA-Schlacke im Vergleich zum Kiessand gleicher Kornverteilung (0 bis 32 mm) erheblich niedriger ist bei gleichzeitig deutlich höheren Wassergehalten. Die Ursache hierfür liegt in der Feinfraktion der MVA-Schlacke, die ein erhöhtes Wasserbindungsvermögen aufweist. Nach *TL BuB E-StB (2009)* hat für den Einbau und Verdichtung der erforderliche Wassergehalt dem 97 %igen der ermittelten Proctordichte zu entsprechen. Für die mehrere Jahre gealterte MVA-Schlacke entspricht diese $1,562 \text{ g/cm}^3$.

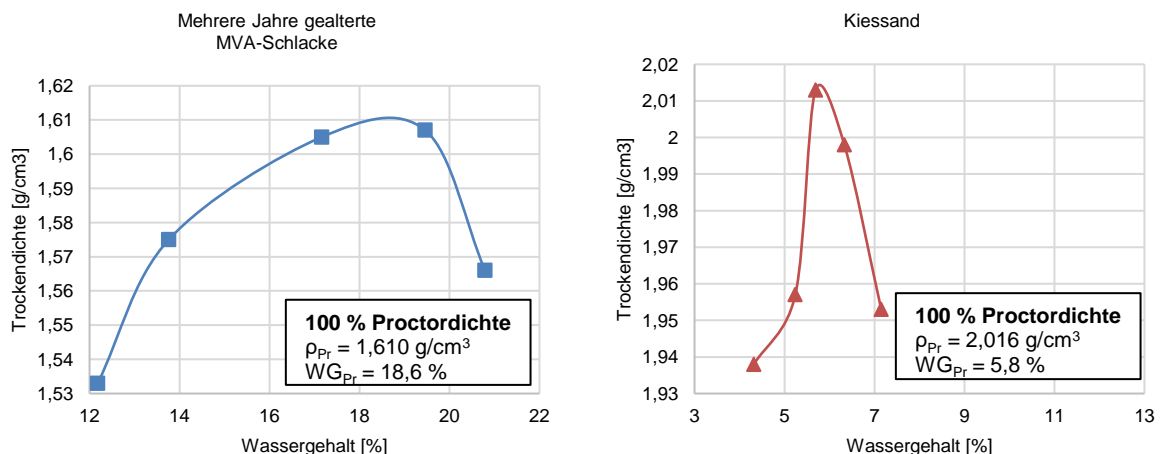


Abbildung 4-59: Ergebnisse der Proctorversuche von mehreren Jahre gealterter MVA-Schlacke und Kiessand gleicher Kornverteilung (*Schlömp, 2014*)

Setzungsverhalten im eindimensionalen Kompressionsversuch

In der *Abbildung 4-60* sowie *Tabelle 4-12* sind die Stauchungen und Setzungen bzw. Setzungsänderungen bei Lasterhöhung und Lastverringerung zusammen mit dem zugehörigen Steifemodul der Belastungszyklen der von *Schlömp (2014)* durchgeführten Kompressionsversuche mit mehreren Jahre gealterter MVA-Schlacke und Kiessand gleicher Kornverteilung dargestellt. Hierbei wird ersichtlich, dass für die MVA-Schlacke geringere Werte ermittelt wurden als für Kiessand. Somit sind die Steifemodule der mehreren Jahre gealterten MVA-Schlacke geringer als die von Kiessand. Ebenso fallen die Hebungen während der Entlastung größer aus als von Kiessand. Das Spannungs-Verformungs-Verhalten der

MVA-Schlacke weist somit die größeren Verformungen auf. Während der Erstbelastung liegt die Setzungsänderung der MVA-Schlacke mit 4,58 mm annähernd um das 17-fache über der von Kiessand (0,27 mm) (Schlömp, 2014).

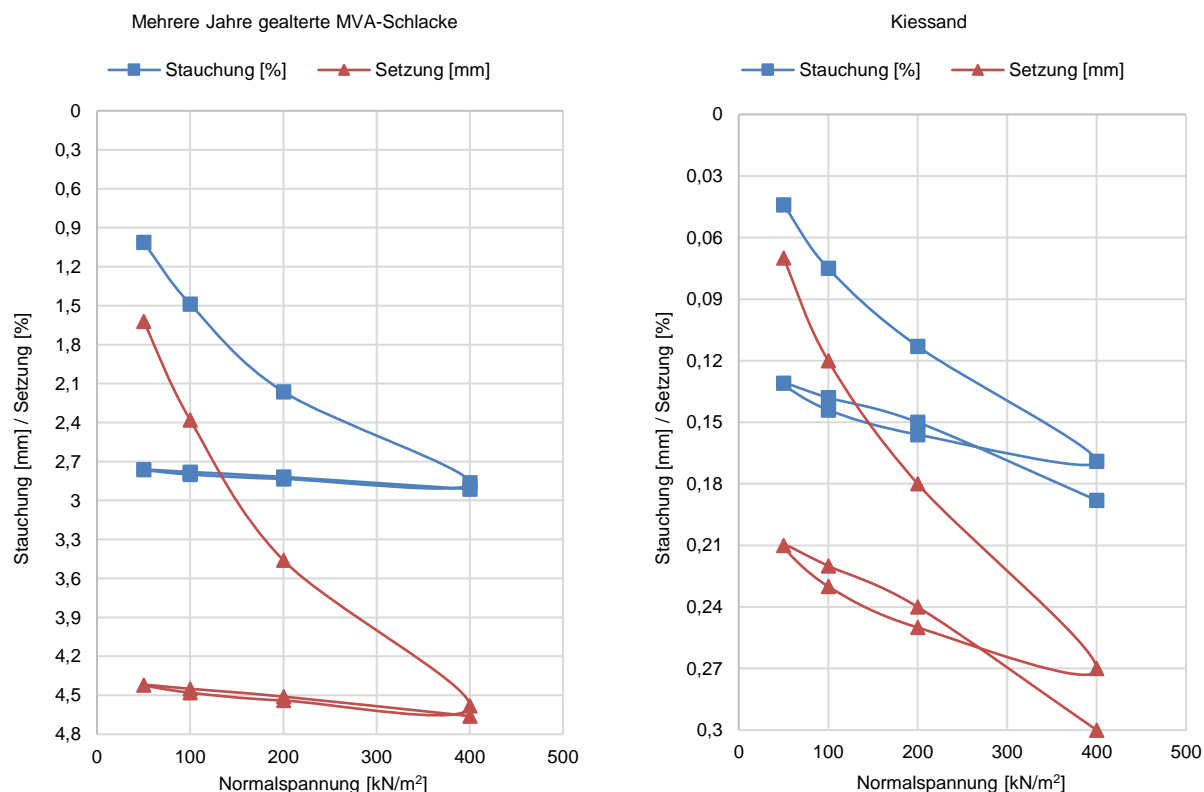


Abbildung 4-60: Ergebnisse der eindimensionalen Kompressionsversuche der mehrere Jahre gealterten MVA-Schlacke und von Kiessand gleicher Kornverteilung (Schlömp, 2014)

Tabelle 4-12: Ergebnisse der Setzungsänderung (Δs_j) sowie das Steifemodul der j -ten Lasterhöhung (E_{sj}) der mehrere Jahre gealterten MVA-Schlacke sowie für Kiessand der gleichen Kornverteilung (Schlömp, 2014)

Mehrere Jahre gealterte MVA-Schlacke											
	Erstbelastung					Entlastung			Zweitbelastung		
σ_N [kN/m²]	0	50	100	200	400	200	100	50	100	200	400
Δs_j [mm]	1,62	0,76	1,08	1,12	-0,04	-0,06	-0,06	0,03	0,06	0,15	
E_{sj} [MN/m²]	4,9	10,4	14,6	28,0	-	-	-	259,3	259,3	207,3	

Kiessand											
	Erstbelastung					Entlastung			Zweitbelastung		
σ_N [kN/m²]	0	50	100	200	400	200	100	50	100	200	400
Δs_j [mm]	0,07	0,05	0,06	0,09	-0,02	-0,02	-0,02	0,01	0,02	0,06	
E_{sj} [MN/m²]	114,3	1q59,9	266,5	355,2	-	-	-	798,9	798,9	532,5	

Scherfestigkeit

Die Versuche bezüglich der Scherfestigkeit wurden von Schlömp (2014) im Großrahmenschergerät durchgeführt. Die Proben des Kiessandes und der mehrere Jahre gealterte MVA-Schlacke wurden dabei mit ihren jeweiligen Proctordichten eingebaut. In der Abbildung 4-61 sind die Ergebnisse der Scherversuche der mehrere Jahre gealterten MVA-Schlacke und des Kiessandes dokumentiert. Aus den Versuchsergebnissen geht hervor, dass der Kiessand gegenüber der mehrere Jahre gealterten MVA-Schlacke einen geringeren Reibungswiderstand sowie Kohäsion besitzt.

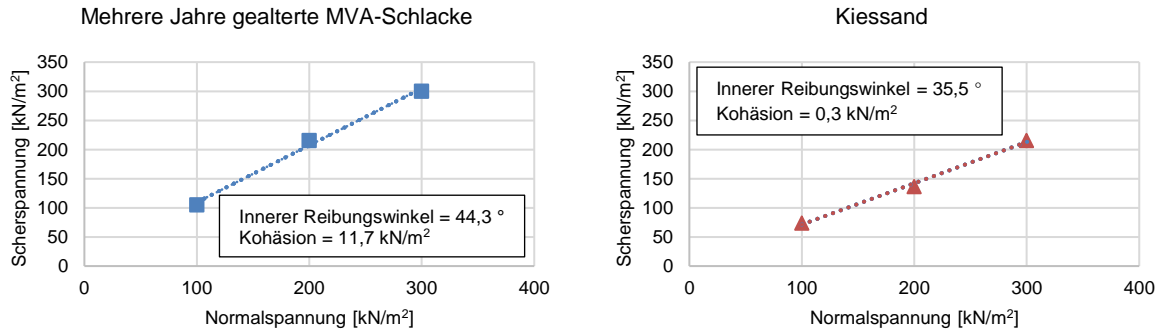


Abbildung 4-61: Ergebnisse der Scherversuche von gealterter MVA-Schlacke und Kiessand gleicher Kornverteilung (Schlömp, 2014)

Wasserdurchlässigkeitsbeiwert

Die Wasserdurchlässigkeit von Korngemischen und Böden wird durch den Wasserdurchlässigkeitsbeiwert k beschrieben (DIN 18130-1, 1998). Die mehrere Jahre gealterte MVA-Schlacke sowie der Kiessand wurden bei den Versuchen nach Schlömp (2014) mit der zuvor bestimmten Proctordichte eingebaut und nach der 24-stündigen Sättigung durchströmt. Aufgrund der wechselnden Temperatur des Wassers und der damit einhergehenden Veränderung der Viskosität sind alle k -Werte auf 10 °C Wassertemperatur bezogen und dementsprechend auf k_{10} umgerechnet. In der Tabelle 4-13 sind die ermittelten Durchlässigkeitsbeiwerte mit ihren Druckgefällebereiche zugeordnet dargestellt. Die mehrere Jahre gealterte MVA-Schlacke stellt sich gegenüber dem Kiessand bei gleicher Kornverteilung um ca. den Faktor 10 undurchlässiger dar, aufgrund der Feinfraktion der MVA-Schlacke (Schlömp, 2014).

Tabelle 4-13: Ergebnisse der Durchlässigkeitsbeiwerte (k_{10} -Wert) bei 10 °C Wassertemperatur (Schlömp, 2014)

	Einheit	Mehrere Jahre gealterte MVA-Schlacke	Kiessand
2,00 m → 1,50 m	m/s	4,46E-06	5,14E-05
1,50 m → 1,00 m	m/s	2,53E-06	2,99E-05
1,00 m → 0,50 m	m/s	2,12E-06	2,64E-05
0,50 m → 0,10 m	m/s	2,21E-06	2,99E-05

Widerstand gegen Frost-Tau-Einflüsse

In der Tabelle 4-14 sind die Massenverluste im Frost-Tau-Wechsel-Versuch von Schlömp (2014) an mehrere Jahre gealterter MVA-Schlacke denen von Kiessand gegenübergestellt. Es wurden insgesamt zehn Temperaturwechsel durchgeführt, wobei das Material unter Wasser auf -17,5 °C abgekühlt und anschließend auf 20 °C erwärmt wurde. Durchschnittlich ergibt sich ein Masseverlust bei der MVA-Schlacke von ca. 7,6 Ma.-%. Gegenüber Kiessand mit ca. 0,15 Ma.-% besitzt die MVA-Schlacke einen ausgeprägten geringen Frostwiderstand.

Tabelle 4-14: Ergebnisse der Trockenmasseverluste nach 10 Frost-Tau-Wechseln (Schlömp, 2014)

Korngrößenverteilung	Mehrere Jahre gealterte MVA-Schlacke	Kiessand
4 bis 32 mm	7,61 Ma.-%	0,15 Ma.-%

Raumbeständigkeit

Entgegen den Vorgaben des Merkblattes M HMVA (2014) wurde die Raumbeständigkeit der mehrere Jahre gealterten MVA-Schlacke von Schlömp (2014) in einer Triaxialzelle untersucht, um die dreidimensionale Ausdehnung der MVA-Schlacke zu erfassen. Gegenübergestellt werden die Ergebnisse der Raumbeständigkeit, nicht wie bei den anderen Versuchsergebnissen mit Kiessand, sondern den Ergebnissen mit fünf Wochen gealterter MVA-Schlacke, da die Raumbeständigkeit nach TL Gestein-StB 04 (2007) und Merkblatt M HMVA (2014) nur bei Schlacke untersucht werden muss und nicht bei rezyklierten Gesteinskörnungen für eine stoffliche Verwertung.

Die Ergebnisse der Versuche zur Raumbeständigkeit sind in der Tabelle 4-15 dargestellt. Aus ihnen geht hervor, dass eine Volumenvergrößerung bei beiden MVA-Schlacken erkennbar ist. Im Gegensatz zur mehrere Jahre gealterter MVA-Schlacke fällt diese für die fünf Wochen gealterte MVA-Schlacke geringer aus. Somit nehmen die volumenvergrößernden Reaktionen über die Ablagerungszeit von MVA-Schlacke ab. Sie sind aber auch nach mehrjähriger Lagerung immer noch vorhanden. Neben Luft spielt hierbei auch das enthaltene Wasser im Deponiekörper eine entscheidende Rolle. Dadurch, dass sich die Volumenzuwächse bei einem umgebenden Druck von $5,0 \text{ kN/m}^2$ während des Versuches ergeben, kann davon ausgegangen werden, dass die Schlacke – unabhängig von den Ablagerungszeiten – das Potenzial der Bauwerksbeschädigungen bei Belastungen $\leq 5,0 \text{ kN/m}^2$ aufweist. Die maximal zulässigen Ausdehnungen nach *M HMVA (2014)* von $3,0 \text{ ‰}$ nach 30 Tagen bzw. $5,0 \text{ ‰}$ nach 120 Tagen, werden von beiden MVA-Schlacken bereits in weniger als vier Tagen überschritten (*Schlömp, 2014*).

Tabelle 4-15: Raumbeständigkeitskennwerte der Versuche mit mehrere Jahre sowie fünf Wochen gealterter MVA-Schlacke (*Schlömp, 2014*)

	Einheit	Mehrere Jahre gealterte MVA-Schlacke	Fünf Wochen gealterte MVA-Schlacke
Anfangsvolumen	cm^3	1570,80	1570,80
Volumen nach 20 Tagen	cm^3	1637,10	1662,70
Volumenänderung	cm^3	66,30	91,90
Volumenänderung	%	4,22	5,85
Erreichen der $3,0 \text{ ‰}$ - Grenze nach	-	48 h 09 min	26 h 48 min
Erreichen der $5,0 \text{ ‰}$ - Grenze nach	-	76 h 22 min	36 h 29 min

Bezüglich der geotechnischen Eignungsuntersuchungen ist festzuhalten, dass MVA-Schlacke als ein bodenähnliches Recyclingmaterial einzustufen ist, welches aber nicht mit natürlichem Boden gleichzusetzen ist. Dennoch existiert eine Vielzahl von Anwendungsmöglichkeiten, denen die bodenmechanische, hydraulische sowie chemische Qualität von MVA-Schlacke genügen. Als potentielle Verwendungsmöglichkeiten sind Bauwerke mit niedrigem Lasteintrag oder einem geringen Anspruch an das Setzungsverhalten oder Erdbauwerke, bei denen Verformungen weniger relevant sind, zu nennen (*Schlömp, 2014*).

Ebenfalls wurde von *Schlömp (2014)* anhand seiner Versuche nachgewiesen, dass es von Vorteil ist, die kleineren Korngrößen in der MVA-Schlacke gegen Kies bzw. Sand auszutauschen, um eine Angleichung der Materialcharakteristika bezüglich der geotechnischen Eignungsuntersuchung zu erreichen. Um eine genau Aussage zur stofflichen Verwertung des mineralischen Rückstandes aus der Grobkornaufbereitung der MVA-Schlacke der Deponie Offenbach zu treffen, müssen weiterführende Untersuchungen bezüglich vorgegebenen Lieferkörnungen sowie der baustofflichen Eigenschaften durchgeführt werden, auf die in dieser Arbeit aber nicht weiter eingegangen wird. Einige positive Anwendungsbeispiele außerhalb der bis heute vornehmlichen stofflichen Verwertung der MVA-Schlacke (Deponiebau) sind in Kapitel 2.5.2 aufgelistet.

4.4.4 Säulenversuche nach Mantelverordnung und Vergleich mit verschiedenen Schütteltests

Im Hinblick auf eine zukünftige stoffliche Verwertung der MVA-Schlacke muss diese die Grenzwerte in Form von Materialwerten der EBV einhalten. Die hierfür durchgeführten Säulenversuche – angelehnt an DIN 19528 – wurden über einen Zeitraum von 91,5 h bis zu einem W/F-Verhältnis von 6/1 (*Tabelle 4-16*) durchgeführt. Für die Übereinstimmungsuntersuchung und Gegenüberstellung mit den Materialwerten der EBV sind die Analysen bis zu dem W/F-Verhältnis von 2/1 ausschlaggebend. Die Ergebnisse der untersuchten Leitparameter für MVA-Schlacke der Säulenversuche sind in *Tabelle 4-17* dargestellt. Die Analysen beider untersuchten Materialstückspektren zeigen, dass bis auf den Grenzwert für Sulfat bei der Güteklasse HMVA-1 für beide Materialstückspektren die Grenzwerte eingehalten werden. Auch hier zeigt sich eine sehr schnelle Abnahme der Konzentrationen an Chlorid und Sulfat (*Abbildung 4-62*). Die geringen Konzentrationen an leicht löslichen Bestandteilen (Sulfat, Chlorid) – auch in der Feinfraktion ($< 8 \text{ mm}$) – sind auf die Ablagerung seit 1970 zurückzuführen, bei der es seit Einlagerung der MVA-Schlacke zu einer ständigen Auswaschung dieser Substanzen durch das infiltrierende Regenwasser

gekommen ist. Aus den Eluatanalysen der Schwermetalle für beide Materialstückspektren über den Versuchszeitraum bei allen W/F-Verhältnissen zeigte sich, dass sich die Eluierbarkeit der Schwermetalle nur in einem sehr kleinen Konzentrationsbereich befindet. Beispielhaft für Kupfer zeigt sich auch hier, dass die analysierten Konzentrationen in beiden Materialstückspektren alle Grenzwerte der EBV einhalten.

Tabelle 4-16: Versuchsdauer und Eluatvolumen der Säulenversuche angelehnt an DIN 19528

W/F-Verhältnis	Zeit [h]	Eluatvolumen [ml]
0,3	4,7	430
1	16,6	1.430
2	31,5	2.860
3	46,5	4.290
4	61,5	5.720
5	76,5	7.150
6	91,5	8.580

Tabelle 4-17: Ergebnisse der Übereinstimmungsuntersuchungen der Säulenversuche angelehnt an DIN 19528 und Vergleich mit den Grenzwerten der EBV

Parameter	Einheit	EBV			< 8 mm		
		HMVA-1	HMVA-2	HMVA-3	MIN	MAX	MW
pH-Wert	-	7 - 13	7 - 13	7 - 13	8,86	8,91	8,87
El. Leitfähigkeit	µS/cm	2.000	12.500	12.500	1.370	1.834	1.609
Chlorid	mg/l	160	5.000	5.000	80,03	99,00	92,01
Sulfat	mg/l	820	3.000	3.000	1.113,17	1.342,84	1.251,04
Antimon	µg/l	10	60	150	-	-	-
Chrom ges.	µg/l	150	460	600	-	-	-
Kupfer	µg/l	110	1.000	2.000	99,95	99,95	99,95
Molybdän	µg/l	55	400	1.000	-	-	-
Vanadium	µg/l	55	150	200	-	-	-

Parameter	Einheit	EBV			8 – 32 mm		
		HMVA-1	HMVA-2	HMVA-3	MIN	MAX	MW
pH-Wert	-	7 - 13	7 - 13	7 - 13	8,65	8,78	8,72
El. Leitfähigkeit	µS/cm	2.000	12.500	12.500	1.100	2.210	1.773,33
Chlorid	mg/l	160	5.000	5.000	58,88	87,05	69,80
Sulfat	mg/l	820	3.000	3.000	592,05	1.320,16	1.047,11
Antimon	µg/l	10	60	150	-	-	-
Chrom ges.	µg/l	150	460	600	-	-	-
Kupfer	µg/l	110	1.000	2.000	99,95	99,95	99,95
Molybdän	µg/l	55	400	1.000	-	-	-
Vanadium	µg/l	55	150	200	-	-	-

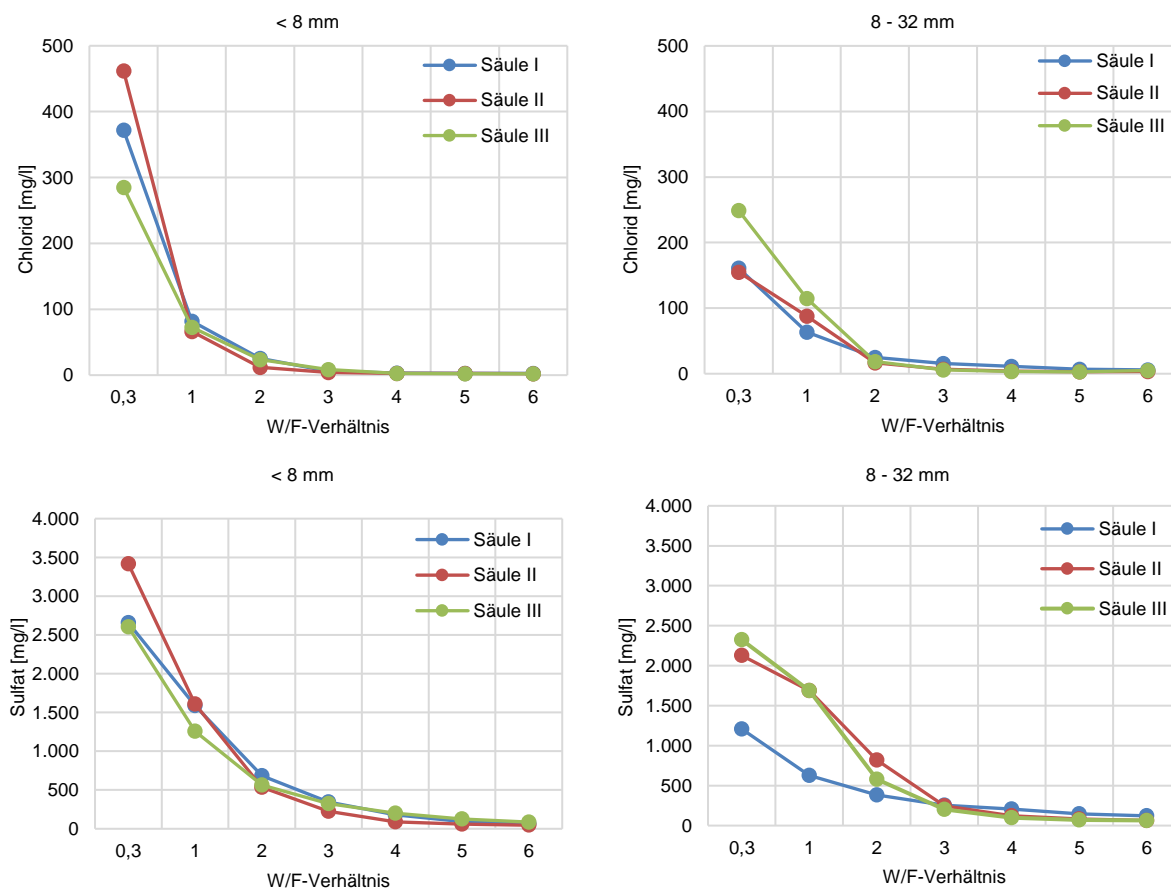


Abbildung 4-62: Verteilung der Chlorid- und Sulfatkonzentrationen bis zu einem W/F-Verhältnis von 6/1 in den untersuchten Materialstückklassen

In der *Tabelle 4-18* sind die Ergebnisse der Übereinstimmungsuntersuchung der Säulenversuche denen der Schüttelverfahren gegenübergestellt. In Bezug auf das Auslaugungsverfahren ist festzustellen, dass im Mittel geringfügig höhere Eluatkonzentrationen beim Schüttelverfahren gemäß *DIN 19529 (2015)* mit einem W/F-Verhältnis von 2/1 ermittelt worden sind. Besonders für die leicht löslichen Parameter Chlorid und Sulfat kommt es zu einer Aufkonzentration beim Schütteltest und Säulenversuch mit einem W/F-Verhältnis von 2/1.

Tabelle 4-18: Ergebnisse der Übereinstimmungsuntersuchung nach Säulenversuchen (W/F-Verhältnis 2/1) im Abgleich zu den Ergebnissen aus dem Schüttelversuchen (W/F-Verhältnis 2/1 und 10/1)

Parameter	Einheit	Säulenversuche nach DIN 19528 (EBV) W/F-Verhältnis 2/1			Schüttelversuche nach DIN 19529 (BBodSchV) W/F-Verhältnis 2/1			Schüttelversuche nach DIN 12457-4 (DepV) W/F-Verhältnis 10/1		
		< 8 mm								
		MIN	MAX	MW	MIN	MAX	MW	MIN	MAX	MW
pH-Wert	-	8,91	8,85	8,87	8,41	8,43	8,42	8,68	8,76	8,72
El. Leitfähigkeit	µS/cm	1.370	1.834	1.609	2.800	3.080	2.940	917	939	928
Chlorid	mg/l	80,03	99	92,01	88,1	104	96,05	44,1	47,7	45,9
Sulfat	mg/l	1.113,17	1.342,84	1.251,04	1.384	1.596	1.490	302	333	317,5
DOC	mg/l	17,99	20,94	19,62	27,6	28,2	27,9	8,64	28	18,32
Eisen	µg/l	100	100	100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	100	800	450
Kupfer	µg/l	≤ 100	100	100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	100	≤ 100	100
Blei	µg/l	≤ 200	≤ 200	≤ 200	≤ 200	≤ 200	≤ 200	≤ 200	≤ 200	≤ 200
Zink	µg/l	100	100	100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	600	350
Cadmium	µg/l	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100
Mangan	µg/l	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100
Nickel	µg/l	100	100	100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100
		8 – 32 mm								
pH-Wert	-	8,65	8,78	8,72	8,4	8,67	8,54	8,75	8,70	8,72
El. Leitfähigkeit	µS/cm	1.100	2.210	1.773,33	1.401	1.968	1.685	570	630	600
Chlorid	mg/l	58,88	87,05	69,80	59,9	62,2	61,05	38	41,4	39,7
Sulfat	mg/l	592,05	1.320,16	1.047,11	490	780	635	161	198	179,5
DOC	mg/l	15,74	28,53	21,05	7,09	11,3	9,19	5,96	21,8	13,88
Eisen	µg/l	100	100	100	100	≤ 100	100	150	200	250
Kupfer	µg/l	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	100	100
Blei	µg/l	≤ 200	≤ 200	≤ 200	≤ 200	≤ 200	≤ 200	≤ 200	≤ 200	≤ 200
Zink	µg/l	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	100	300	200
Cadmium	µg/l	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100
Mangan	µg/l	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100
Nickel	µg/l	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 100

4.5 Recyclingpotenzial der MVA-Schlacke hinsichtlich der enthaltenen Metalle

4.5.1 Spezifische erforderliche Säuremenge zur Rücklösung von Metallen

In Bezug auf das Lösungsverhalten der Metalle Eisen, Kupfer und Zink sind in *Abbildung 4-63* bis *Abbildung 4-65* zunächst die gelösten Mengen des jeweiligen Wertmetalls in verschiedenen Ablagerungshöhen in Abhängigkeit des pH-Wertes dargestellt. Die Analysen zeigen, dass es tendenziell keine großen Unterschiede in den verschiedenen Bohrkernen gibt. Aus diesem Grund sind nur die Ergebnisse des Bohrkerns BK04 dargestellt. Die Menge des gelösten Wertmetalls ist hierbei auf das jeweilige Ergebnis nach Königswasseraufschluss normiert (*Kapitel 4.2.3*), da dieser als Maximum des technisch verfügbaren Wertmetalls angenommen wird. Die schwefelsaure Lösung für Eisen und Kupfer setzten für jeweils beide Bohrkern und alle Ablagerungshöhen um pH 4,0 ein. Durch die sehr lange Ablagerung der MVA-Schlacke und der somit verbundenen Ausbildung der Carbonate ist die Lösung der Metalle gegenüber den Angaben in der Literatur nach *Huber, et. al. (1996)* um ca. 1,5 pH-Einheiten verschoben. Für Zink beginnt die Lösung in beiden Bohrkernen und allen Ablagerungshöhen schon zwischen pH 5,5 und 6,0, wie nach *Huber, et. al. (1996)* bestätigt. Die Graphen erreichen für alle Metalle in allen Bohrkernen und Ablagerungshöhen einen Sattelpunkt bei pH 1,7 und steigen danach nochmals ab pH 1,0 an. Eine eindeutige Abhängigkeit der Rücklösung der einzelnen Metalle von der Ablagerungshöhe ist nicht zu erkennen. Tendenziell liegt der wesentliche Unterschied bezüglich der Ablagerungshöhe nur in den technisch maximal gelösten Mengen nach Königswasseraufschluss. Bei der Betrachtung der Rücklösung der verschiedenen Metalle in Abhängigkeit von Säuremenge und Ablagerungshöhe (*Anhang Anlage 14* bis *Anlage 16*) fällt auf, dass bis zu einer Säuremenge von 200 g H₂SO₄ / kg TS bis auf wenige Ausreißer die Graphen für alle Metalle und Ablagerungshöhen sehr ähnlich verlaufen und anschließend vereinzelt sehr große Abweichungen aufzeigen. Auffällig ist ebenfalls, dass die untersten

Ablagerungsschichten in den wenigsten Fällen eine geringere Säuremenge bei gleicher Menge rückgelöstem Metalle benötigen. Durch den längsten Kontakt mit eindringendem Niederschlagswasser in den Deponiekörper und die geringeren Mengen an CaCO_3 im Feststoff (Kapitel 4.2.3 Abbildung 4-18) – bzw. geringeren Pufferkapazität der MVA-Schlacke gegenüber der Löslichkeit von Metallen – in den untersten Ablagerungshöhen wäre der gegenteilige Effekt zu erwarten gewesen. Was wiederum für diesen Effekt spricht, sind die höheren CaCO_3 Konzentrationen im feinen gegenüber dem groben Materialstückbereich der MVA-Schlacke und der höhere Anteil an Feinmaterial (< 4 mm) in den untersten Ablagerungshöhen (Kapitel 4.2.2 Abbildung 4-7).

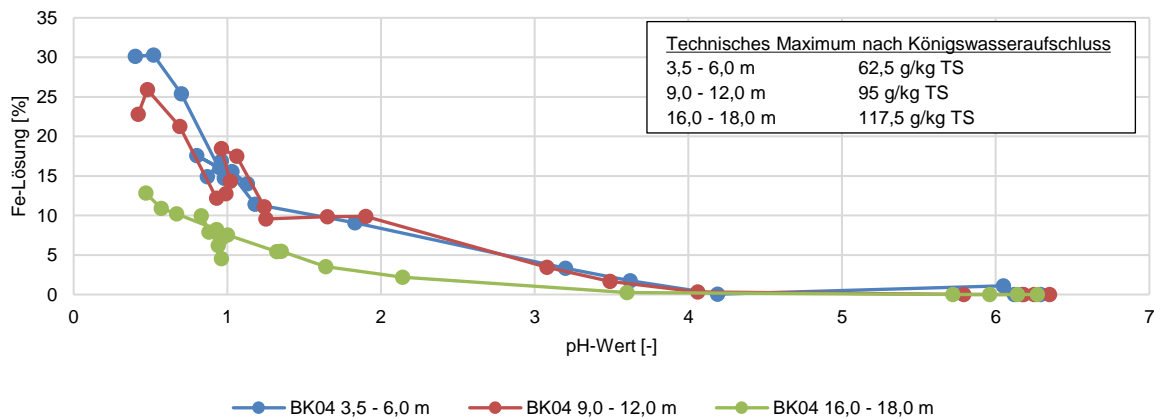


Abbildung 4-63: Fe-Lösung in BK04 nach schwefelsaurem Aufschluss in Abhängigkeit von pH-Wert und Ablageungstiefe

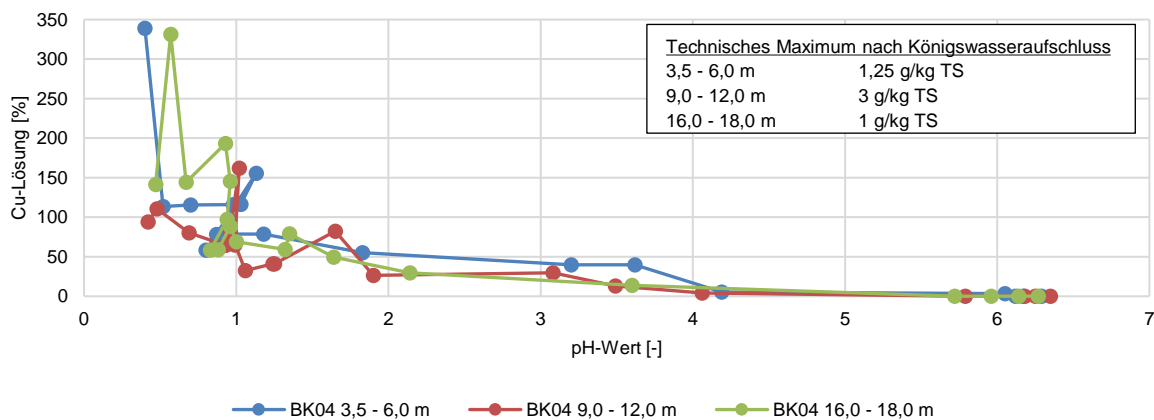


Abbildung 4-64: Cu-Lösung in BK04 nach schwefelsaurem Aufschluss in Abhängigkeit von pH-Wert und Ablageungstiefe

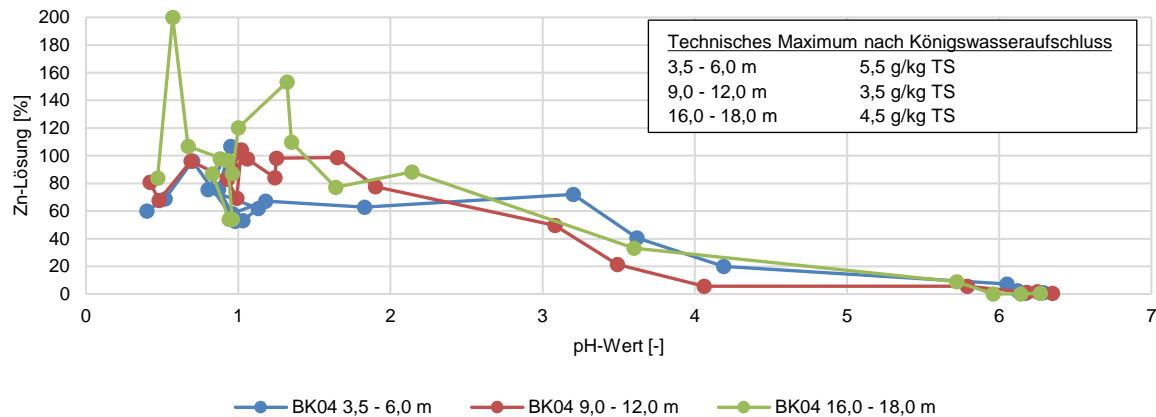


Abbildung 4-65: Zn-Lösung in BK04 nach schwefelsaurem Aufschluss in Abhängigkeit von pH-Wert und Ablagerungstiefe

Um den Aufwand für eine saure Rücklösung der Metalle vergleichen zu können und mögliche Ansatzpunkte einer nassmechanischen Rücklösung der Metalle aus der MVA-Schlacke zu bestimmen, wurde der spezifische Chemikalienbedarf für die Rücklösung bestimmt. Die *Abbildung 4-66* und *Abbildung 4-67* zeigen den spezifischen Säureverbrauch ($\text{g H}_2\text{SO}_4/\text{g Wertmetall}$) sowie die dabei rückgelöste Menge des entsprechenden Wertmetalls bezogen auf den Gesamtgehalt (technisches Maximum nach Königwasseraufschluss) für verschiedene Zugabemengen an H_2SO_4 und die sich dabei einstellenden pH-Werte. Auch hier sind nur die Ergebnisse für den Bohrkern BK04 dargestellt, da sich im Bohrkern BK01 ähnliche Ergebnisse erzielen ließen. Dadurch, dass für eine nassmechanischen Rücklösung das in der MVA-Schlacke befindliche Eisen kaum eine Rolle spielt, da der größte Teil über den Magnetscheider in der Grobfraction abgeschieden wird und sich verhältnismäßig geringe Konzentrationen im feinen Materialstückbereich befinden (*Kapitel 4.2.3 Abbildung 4-25*), werden nur die Metalle Kupfer und Zink betrachtet. Die optimale Zugabemenge an Säure befindet sich dort, wo der spezifische Säureverbrauch ein Minimum aufweist und gleichzeitig die zurück gelöste Menge an Wertmetall hoch ist. Es lässt sich erkennen, dass dies für die Metalle Kupfer und Zink in einem pH-Wert Bereich von 0,8 bis 1,2 der Fall ist. Eine weitere Absenkung des pH-Wertes durch erneute Zugabe von Säure erbringt hierbei keinen nennenswerten Mehrwert, da der spezifische Säureverbrauch dadurch ansteigt.

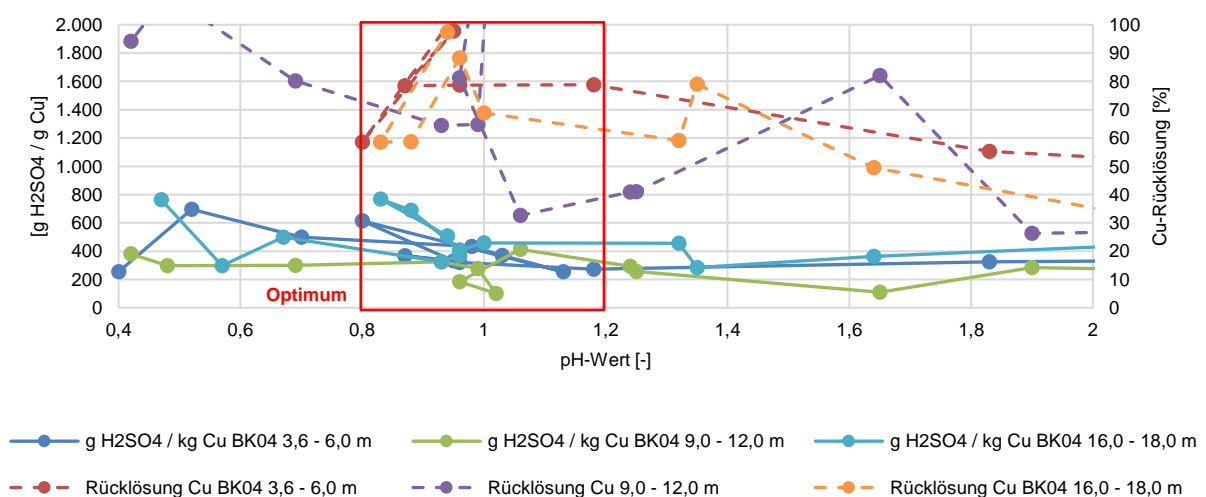


Abbildung 4-66: Spezifischer Säureverbrauch in Abhängigkeit von Cu-Rückgewinnungsrate und Ablagerungshöhe im Bohrkern BK04

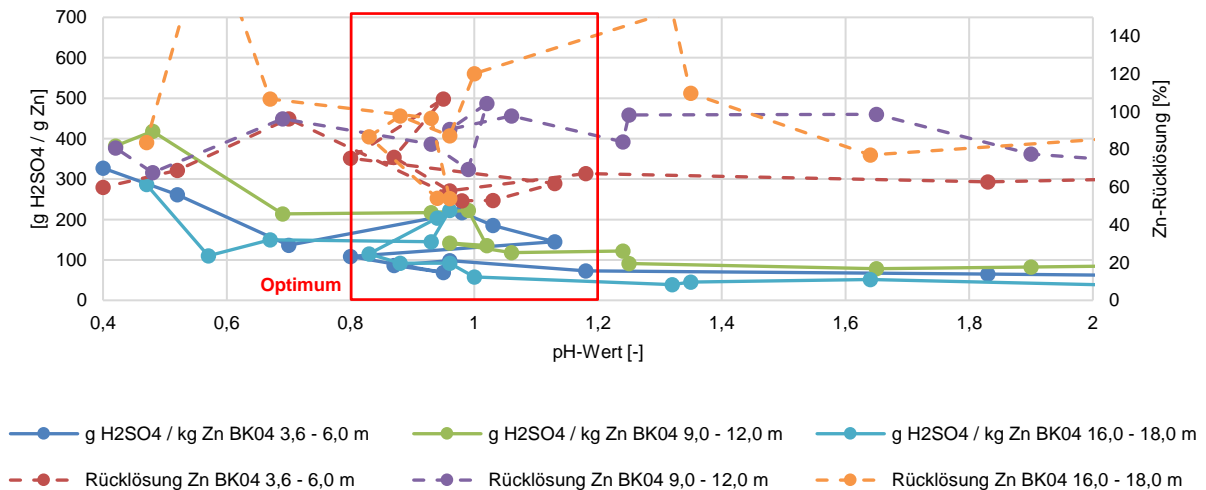


Abbildung 4-67: Spezifischer Säureverbrauch in Abhängigkeit von Zn-Rückgewinnungsrate und Ablagerungshöhe im Bohrkern BK04

In *Tabelle 4-19* sind die spezifischen Säureverbräuche für Kupfer und Zink im Optimumsbereich (pH-Wert 0,8 bis 1,2) und die dazugehörigen Rückgewinnungsraten in den untersuchten Ablagerungsbereichen des Bohrkerns BK04 dargestellt. Der spezifische Säureverbrauch und die Rückgewinnungsraten sind jeweils mit dem Mittelwert und Median angegeben, da es im pH-Wertbereich von 0,8 bis 1,2 zu deutlichen Abweichungen gekommen ist. Für die Berechnung wurden nur Rückgewinnungsraten berücksichtigt die unterhalb von 100 % lagen. Es lässt sich erkennen, dass über die gesamte Erkundungstiefe im Bohrkern im Mittel – bestimmt als Medianwert – ca. 74 % des Kupfers und 79 % des Zinks zurückgewonnen werden können. Der spezifische Säureverbrauch beläuft sich im Mittel – bestimmt als Medianwert – bei Kupfer auf ca. 387 g_{H₂SO₄}/g_{Cu} und bei Zink auf ca. 143 g_{H₂SO₄} /g_{Zn}. Die Angabe des spezifischen Säureverbrauchs ist für spätere nassmechanische Rückgewinnungsverfahren entscheidend für die variablen Kosten pro Jahr. Auch ergeben sich für eine spätere nassmechanische Rückgewinnung der Metalle keine besonderen Vorteile durch eine bevorzugte Behandlung der MVA-Schlacke aus einer bestimmten Ablagerungshöhe.

Tabelle 4-19: Spezifischer Säureverbrauch und Rückgewinnungsrate von Cu und Zn im pH-Wert Bereich von 0,8 bis 1,2 im Bohrkern BK04

Bohrmeter [m]	pH-Wert [-]	Kupfer		Zink	
		Spezifischer Säureverbrauch [g H ₂ SO ₄ / g Cu]	Rückgewinnung [%]	Spezifischer Säureverbrauch [g H ₂ SO ₄ / g Zn]	Rückgewinnung [%]
3,5 – 6,0 m	1,13	254,15	155,76	145,23	61,95
	1,03	370,58	116,53	185,29	52,97
	0,98	434,50	115,95	217,25	52,71
	0,96	320,29	78,65	98,55	58,09
	0,95	331,06	97,83	68,97	106,73
	0,87	366,95	78,46	86,34	75,78
	0,8	614,59	58,56	108,46	75,41
	0,7	499,06	115,38	136,11	96,15
9,0 – 12,0 m	1,06	413,83	32,61	118,24	97,83
	1,02	101,66	162,25	135,54	104,30
	0,99	277,94	64,74	222,35	69,36
	0,96	184,38	81,33	141,83	90,62
	0,93	325,88	64,42	217,25	82,82
	0,69	299,44	80,12	213,88	96,15
16,0 – 18,0 m	1,0	457,56	68,82	58,23	120,16
	0,96	407,72	88,27	91,74	87,18
	0,96	370,58	145,67	222,35	53,95
	0,94	508,29	97,35	203,32	54,08
	0,93	325,88	193,26	144,83	96,63
	0,88	689,72	58,70	91,96	97,83
	0,83	768,24	58,56	115,24	86,75
			Kupfer		Zink
Rückgewinnung [%]			MW	72,03	77,01
			MEDIAN	73,64	79,30
spezifischer Säureverbrauch [g H ₂ SO ₄ / g Wertmetall]			MW	426,14	153,35
			MEDIAN	387,36	143,33

4.5.2 Komplexierung, Extraktion und Rückfällung unter verschiedenen Randbedingungen

Mit dem Einsatz von organischen Substanzen bei der Extraktion von Metallen aus der MVA-Schlacke kann die Löslichkeit dieser erhöht werden. Hierbei kommt es zu einer Komplexierung und Überführung der Metalle in eine wasserlösliche Verbindung, sofern diese an der Oberfläche von Eisenhydroxid- und Silikatphasen sorbiert sind (*Kapitel 3.4.6*). Um diesen Effekt zu untersuchen, wurden Extraktionsanalysen von Kupfer und Zink durchgeführt, unter der Variation der Zugabe des Komplexierungsmittels und der Säuremenge. *Abbildung 4-68* und *Abbildung 4-69* zeigen die Ergebnisse der Extraktionsversuche von Kupfer und Zink. Es zeigt sich, dass zwar mit steigender Säuremenge die extrahierte Menge an Kupfer bzw. Zink steigt, eine steigende Zugabe von Citrat als Komplexierungsmittel aber keinen deutlichen Einfluss auf die extrahierte Menge an Kupfer bzw. Zink hat. Somit liegt die Vermutung nahe, dass die Metalle – wie von *Van der Sloot, et al. (1992)* beschrieben – unter anderem als schwer lösliche Oxide in der MVA-Schlackenmatrix fixiert sind.

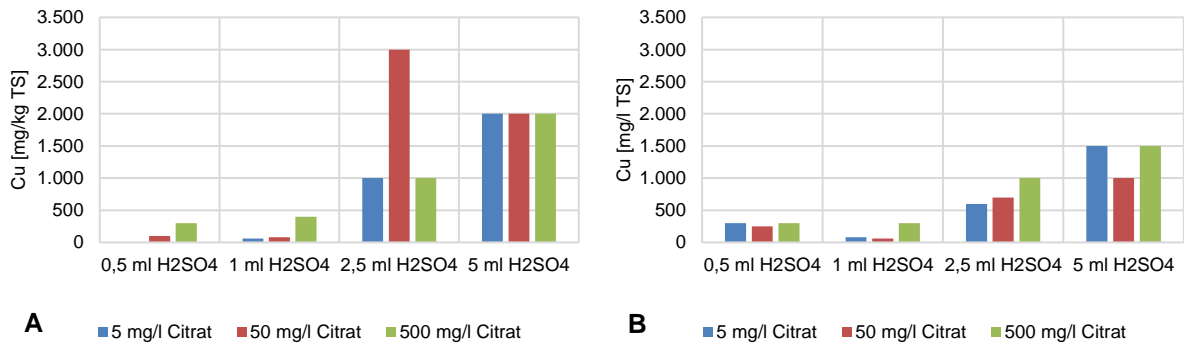


Abbildung 4-68: Ergebnisse der Extraktion von Kupfer unter Variation der Säuremenge und des Komplexmehls in BK03 (A) und BK04 (B)

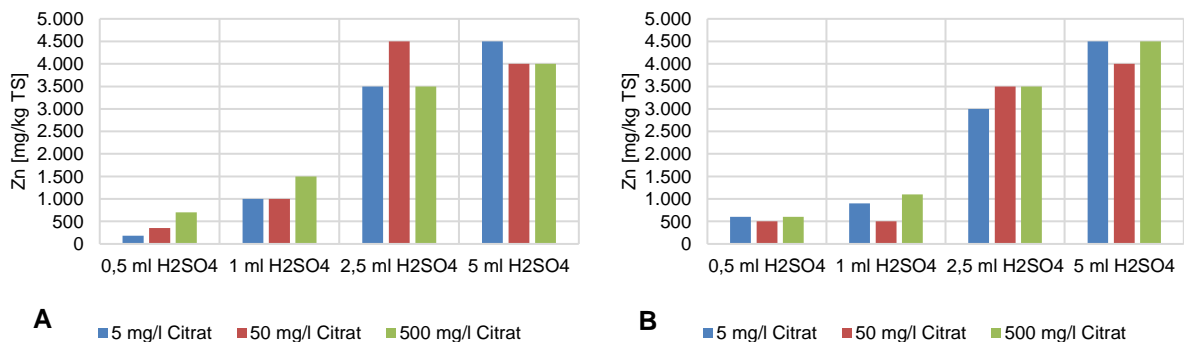


Abbildung 4-69: Ergebnisse der Extraktion von Zink unter Variation der Säuremenge und des Komplexmehls in BK03 (A) und BK04 (B)

Entscheidende Faktoren bei sauren Extraktionsverfahren sind die Rahmenbedingungen wie pH-Wert, Extraktionszeit, W/F-Verhältnis, Säuremenge und Temperatur. Um den Einfluss dieser Rahmenbedingungen auf die Extraktion von Metallen aus der MVA-Schlacke zu analysieren, wurden spezifische Extraktionsversuche durchgeführt. Hierbei wurden die Extraktionszeit, die Konzentration der Säure und die Temperatur variiert. Die Ergebnisse dieser spezifischen Extraktionsversuche sind für die Metalle Kupfer und Zink in *Abbildung 4-70* dargestellt. Bei Kupfer zeigt sich deutlich, dass die Variation der Temperatur keinen positiven Effekt auf die Extraktion ausübt. Es zeigte sich das nur bei RT mit steigender Extraktionszeit und einer hohen Säurekonzentration, Kupfer bis auf eine Konzentration von 1.300 mg/kg TS extrahiert werden konnte. Für die Versuche mit 60 °C und 80 °C sind sogar sinkende Konzentrationen mit steigender Extraktionszeit zu verzeichnen. Bei Zink zeigt sich ebenfalls unter Raumtemperatur (RT) ein ähnliches Bild wie bei Kupfer. Die extrahierte Menge an Zink nimmt mit steigender Konzentration an Säure und steigender Extraktionszeit bis auf eine maximale Konzentration von 4.300 mg/kg TS zu. Die Erhöhung der Temperatur bis 60 °C bewirkt bei einer Extraktionszeit von 3 h und dem Einsatz von 5 % H₂SO₄ einen Anstieg der Konzentration von Zink auf maximal 5.600 mg/kg TS. Durch die Erhöhung auf 80 °C konnte bei einer Extraktionszeit von 1 h und 5 % H₂SO₄ die Konzentration von Zink nochmals auf 6.600 mg/kg TS gesteigert werden.

Allgemein ist bei den spezifischen Extraktionsversuchen festzuhalten, dass die Mehrzahl der maximalen extrahierten Wertmetallmengen bei geringen Extraktionszeiten und dem Einsatz von 5 % H₂SO₄ erreicht werden. Ein positiver Einfluss der Temperatur ist nur bei der Extraktion von Zink zu erkennen, bei Kupfer hingegen wirkt sich die Variation der Temperatur eher negativ auf die extrahierten Wertmetallmengen aus.

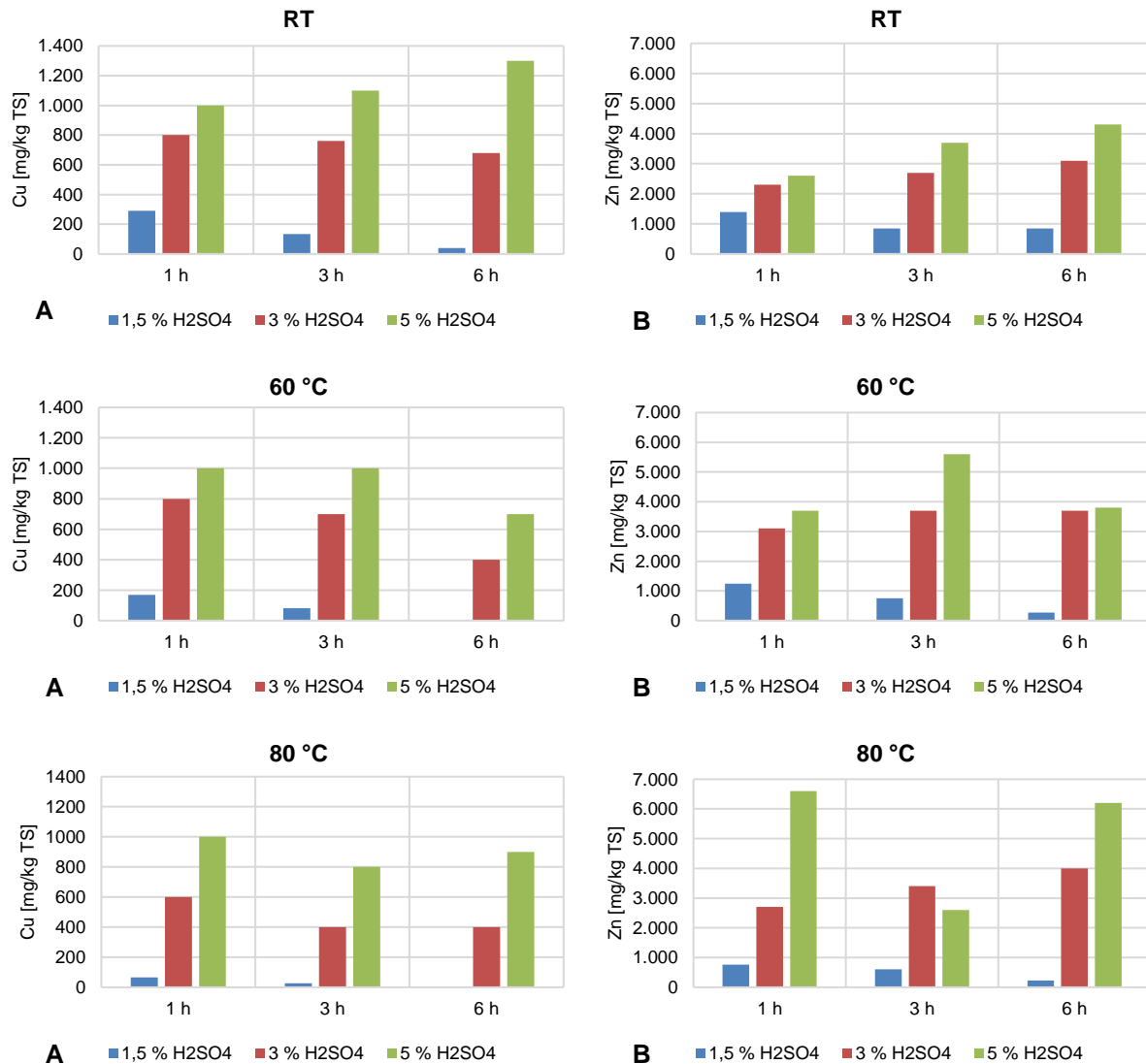


Abbildung 4-70: Extraktion von Cu (A) und Zn (B) aus Mischproben der Bohrkerne BK04 und BK03 mit Variation der Zeit, der Temperatur und der Säuremenge

Um das Rückfällungsverhalten der Metalle aus Extraktionsversuchen zu analysieren, wurden mittels pH-Wert Absenkung bis auf ca. 1,2 zunächst Extraktionslösungen erzeugt und anschließend unter Variation der Temperatur und des pH-Wertes durch die Zugabe von KOH, die enthaltenen Metalle zurück gelöst. Auch hierbei wird sich nur auf die Metalle Kupfer und Zink beschränkt. Aus den Ergebnissen (Abbildung 4-71 und Tabelle 4-20) wird zunächst ersichtlich, dass die Erhöhung der Temperatur auf 50 °C bei den Rücklösungsversuchen einen eher negativen Effekt auf die maximal zurückgelöste Menge an Metalle hat. Die maximal rückgefällte Konzentration liegt für Kupfer bei 180 mg/kg TS (pH-Wert 3,5 und RT) und für Zink bei 640 mg/kg TS (pH-Wert 3,5 und RT). Hervorzuheben ist, dass die maximalen Konzentrationen der Metallen nicht in den optimalen pH-Wert Bereichen (Kapitel 3.4.6 Tabelle 3-21) für die Fällung nach Harting (2019), sondern treten schon viel eher ein. Quantitativ werden an Kupfer ca. 16 % und von Zink ca. 18 % der extrahierten Menge zurück gelöst.

Bei der Angabe der quantitativen Rückgewinnung der Metalle ist darauf zu achten, dass die Konzentration sich auf die extrahierte Menge an Wertmetall bezieht und nicht auf die Menge an rückgelöster Masse.

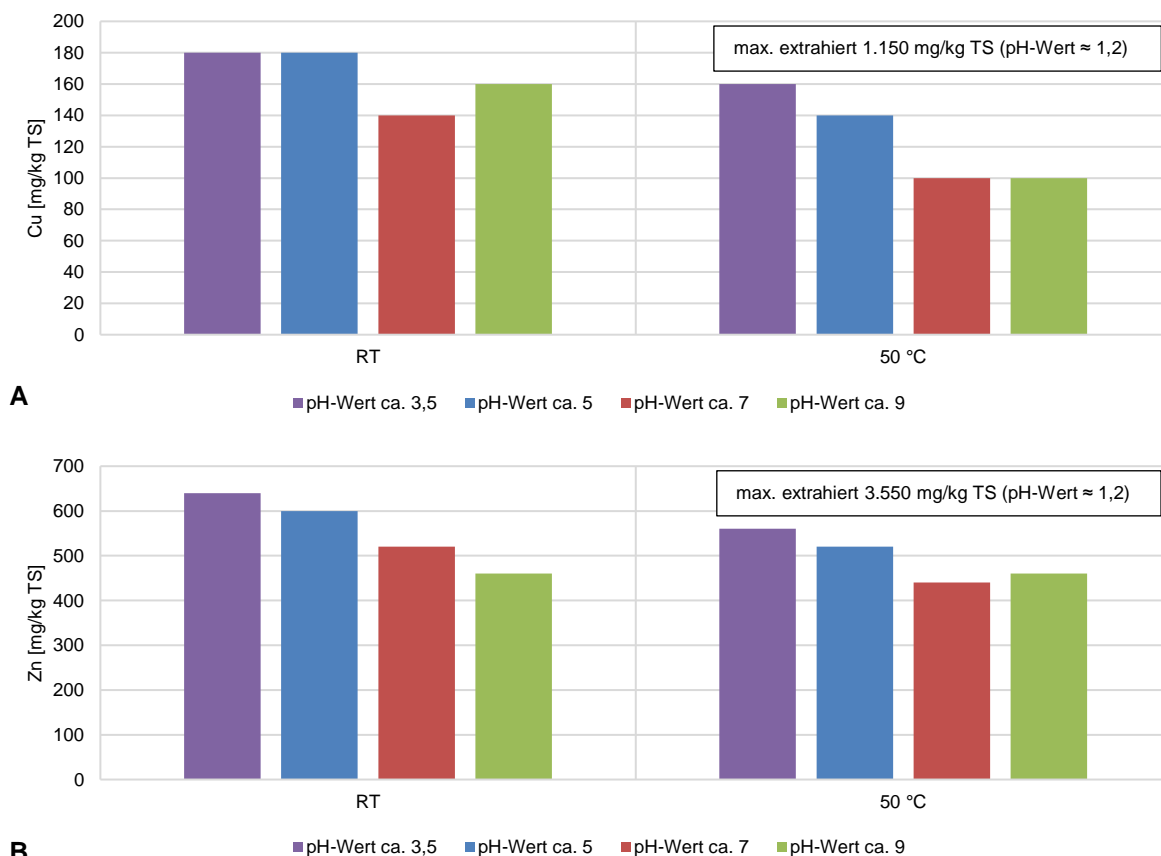


Abbildung 4-71: Fällung von Cu (A) und Zn (B) unter Variation des pH-Wertes und der Temperatur aus Mischproben der Bohrkerne BK03 und BK04

Tabelle 4-20: Quantitative Rückgewinnung von Cu und Zn aus der Extraktion der Mischproben von Bohrkern BK03 und BK04 bei pH-Wert ≈ 1,3

pH-Wert	Quantitative Rückgewinnung durch Fällung aus Aufschluss bei pH-Wert ≈ 1,2 [%]			
	Cu		Zn	
	RT	50 °C	RT	50 °C
3,5	15,65	13,91	18,03	15,77
5	15,65	12,17	16,90	14,65
7	12,17	8,69	14,65	12,39
9	13,91	8,69	12,96	12,96

4.6 Wiederablagerung

Eine Wiederablagerung bzw. Umlagerung von Reststoffen erfolgt in Abhängigkeit des Schadstoffgehaltes der Reststoffe. Hierbei sind die Anforderungen gemäß DepV (2016) zu beachten. Die *Tabelle 4-21* und *Tabelle 4-22* zeigen die Anforderungen nach DepV in Verbindung mit den Analysen der Bohrkerne BK01 – BK05 für die Materialstückklassen < 4 mm und 4 bis 16 mm in verschiedenen Ablagerungshöhen. Hierbei werden nur die Ergebnisse gezeigt, für die nach DepV (2016) ein Grenzwert vorliegt. Mit Ausnahme des Parameters GV werden von den Materialstückklassen < 4 mm und 4 bis 16 mm (max. 8,3 Ma.-% BK01 < 4 mm) der MVA-Schlacke die Ablagerungskriterien für die Deponieklasse DK I im Feststoff eingehalten. Überschreitungen des Grenzwertes von ≤ 3 Ma.-% für den GV für die Ablagerung auf einer DK I treten nur bei der Materialstückklasse < 4 mm auf. Nach Anhang 3 der DepV (2016) sind im Rahmen der Zuordnung von Reststoffen für eine Ablagerung auf den unterschiedlichen Deponietypen Überschreitungen des Parameters GV mit der Zustimmung der Genehmigungsbehörde zulässig. Hierbei darf die Atmungsaktivität (AT₄) den Grenzwert von 5 mgO₂/gTS sowie das Gasbildungspotenzial (GB₂₁) den Grenzwert von 20 NI/kgTS nicht überschreiten. Bei den zweijährigen Gasmessungen (CH₄,

CO₂ und O₂) auf der Schlackedeponie konnten durchgehend keine nennenswerten Deponiegasmigrationen festgestellt werden (*r.m.n.*, 2014). Somit kann festgehalten werden, dass die Grenzwerte für AT₄ und GB₂₁ für die unbedenkliche Ablagerung der MVA-Schlacke auf einer DK I eingehalten werden. Die Analysen im Eluat zeigen, dass alle Grenzwerte im Eluat für eine Ablagerung auf einer DK II Deponie sicher eingehalten werden. Bei den strengeren Zuordnungswerten für eine DK I Deponie wird nur bei dem Parameter Antimon der zulässige Wert überschritten.

Tabelle 4-21: Ablagerungskriterien der MVA-Schlacke der Materialstückklasse 4 bis 16 mm aller Bohrkerne (CDM Smith Consult GmbH, 2015)

Ablagerungshöhen	Einheit m NN	DepV		BK01	BK02	BK03	BK04	BK05
				133,96	136,49	136,49	132,49	135,78
Parameter		DK 1	DK 2	4 - 16 mm	4 - 16 mm	4 - 16 mm	4 - 16 mm	4 - 16 mm
Organischer Anteil des Trockenrückstandes der Originalsubstanz								
GV	Ma.-%	≤ 3	≤ 5	2,4	2,5	2,8	1,8	1,5
TOC	Ma.-%	≤ 1	≤ 3	0,9	0,3	1,0	0,2	0,05
Eluatkriterien								
pH-Wert	-	5,5 - 13		9,8	9,2	9,6	9,6	9,7
Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	-		957	235	213	457	323
Chlorid	mg/l	≤ 1.500	≤ 1.500	88	2,7	3,0	32	4,9
Sulfat	mg/l	≤ 2.000	≤ 2.000	220	65	49	110	71
DOC	mg/l	≤ 50	≤ 80	2,5	1,2	1,1	2,2	1,4
Antimon	mg/l	≤ 0,003	≤ 0,007	0,020	0,012	0,010	0,016	0,022
Arsen	mg/l	≤ 0,2	≤ 0,2	0,022	0,0025	0,006	0,010	0,012
Barium	mg/l	≤ 5	≤ 10	0,012	0,049	0,046	0,025	0,028
Blei	mg/l	≤ 0,2	≤ 1	0,025	0,008	0,006	0,007	0,007
Cadmium	mg/l	≤ 0,05	≤ 0,1	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005
Chrom, gesamt	mg/l	≤ 0,3	≤ 1	0,031	0,007	0,006	0,006	0,017
Kupfer	mg/l	≤ 1	≤ 5	0,036	0,009	0,011	0,013	0,017
Molybdän	mg/l	≤ 0,3	≤ 1	0,01	0,03	0,005	0,01	0,01
Nickel	mg/l	≤ 0,2	≤ 1	0,0025	0,0025	0,0025	0,0025	0,0025
Selen	mg/l	≤ 0,03	≤ 0,05	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
Zink	mg/l	≤ 2	≤ 5	0,09	0,03	0,03	0,02	0,07

Tabelle 4-22: Ablagerungskriterien der MVA-Schlacke der Materialstückklasse < 4 mm aller Bohrkerne (CDM Smith Consult GmbH, 2015)

Ablagerungshöhe	Einheit m NN	DepV		BK01	BK02	BK03	BK04	BK05
				133,96	136,49	136,49	132,49	135,78
Parameter		DK 1	DK 2	< 4 mm	< 4 mm	< 4 mm	< 4 mm	< 4 mm
Organischer Anteil des Trockenrückstandes der Originalsubstanz								
GV	Ma.-%	≤ 3	≤ 5	8,3	5,1	6,5	4,0	5,0
TOC	Ma.-%	≤ 1	≤ 3	2,6	1,6	2,4	1,1	1,7
Eluatkriterien								
pH-Wert	-	5,5 - 13		9,8	9,0	8,9	9,6	9,6
Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	-		1.990	543	645	1.140	856
Chlorid	mg/l	≤ 1.500	≤ 1.500	210	6,1	13	75	13
Sulfat	mg/l	≤ 2.000	≤ 2.000	480	170	200	320	270
DOC	mg/l	≤ 50	≤ 80	4,8	2,3	3,1	4,1	3,6
Antimon	mg/l	≤ 0,003	≤ 0,007	0,025	0,023	0,024	0,028	0,043
Arsen	mg/l	≤ 0,2	≤ 0,2	0,038	0,011	0,01	0,029	0,035
Barium	mg/l	≤ 5	≤ 10	0,012	0,036	0,034	0,013	0,022
Blei	mg/l	≤ 0,2	≤ 1	0,046	0,007	0,009	0,047	0,054
Cadmium	mg/l	≤ 0,05	≤ 0,1	0,0005	0,0005	0,0005	0,001	0,001
Chrom, gesamt	mg/l	≤ 0,3	≤ 1	0,044	0,010	0,014	0,017	0,017
Kupfer	mg/l	≤ 1	≤ 5	0,071	0,014	0,014	0,088	0,060
Molybdän	mg/l	≤ 0,3	≤ 1	0,02	0,05	0,02	0,04	0,08
Nickel	mg/l	≤ 0,2	≤ 1	0,007	0,0025	0,0025	0,008	0,005
Selen	mg/l	≤ 0,03	≤ 0,05	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
Zink	mg/l	≤ 2	≤ 5	0,20	0,03	0,03	0,26	0,33

4.7 Zusammenfassende Darstellung und Bewertung der wichtigsten Ergebnisse

Im nachstehenden Kapitel werden die wichtigsten Erkenntnisse aus den zuvor gewonnenen Ergebnissen dargelegt werden.

Vor-Ort-Untersuchungen des Deponiekörpers

Die Temperaturprofile in den Bohrungen zeigen, dass die Maximalwerte im Bereich von 33,7 °C bis 43,2 °C in einer Tiefe von ca. 12 bis 16 m unter der Deponieoberfläche ermittelt wurden. Die in einigen Bohrungen erkennbare Temperaturzunahme im untersten Bereich der Deponie verdeutlicht, dass dort noch Umwandlungsprozesse stattfinden, die zur Temperaturerhöhung führen und die Energie in den natürlichen Untergrund sowie über die Oberfläche der Deponie an die Umwelt abgegeben wird.

Weder in den Bohrlöchern noch in deren Nahbereich konnte CH₄ nachgewiesen werden. Im Nahbereich war H₂S ebenfalls nicht nachweisbar. Auffällig sind die sehr hohen H₂S-Werte von 38,1 Vol.-ppm im oberflächennahen Bereich von BK01 und von 24,4 Vol.-ppm im mittleren Bereich von BK04. Während in BK01 die Konzentrationen bei den drei Wiederholungsmessungen stark zunehmen, nehmen sie in BK04 ab. In BK01 strömt Gas mit einem erhöhten Schwefelwasserstoffgehalt nach, während in BK04 nur wenig nachströmt und die Konzentration als Folge des Vermischens mit der Umgebungsluft abnimmt. Staubmessungen im Nahbereich der Bohrungen zeigen, dass der zulässige Grenzwert für PM₁₀ und PM_{2,5} der 39. BImSchV während der Bohrarbeiten eingehalten wurden. Asbest konnte in der Umgebungsluft im Nahbereich der Bohrungen nicht nachgewiesen werden.

Grundcharakterisierung

Infolge der thermischen Behandlung sind bei der MVA-Schlacke kaum noch einzelne Abfallkomponenten zu erkennen. Neben Schlacke konnten Bauschutt, Metallteile, Keramik, Glas und Boden sowie Unverbranntes erkannt werden.

Die Oberflächenabdichtung der MVA-Schlackedeponie besteht größtenteils aus hellbraunem, meistens feinsandigem, schwach kiesigem Schluff. Die Einstufung der MVA-Schlacke aus geotechnischer Sicht erfolgte überwiegend als kiesiger Sand, wobei sich einzelne Lagen deutlich feinkörniger darstellen und somit als sandiger, kiesiger Schluff angesprochen wurden. Diese feinkörnigen Lagen sind häufig sehr feucht und weisen eine dunkelgraue Färbung auf. Die Konsistenz dieser Lagen bewegt sich zwischen weich und steif. Die enthaltenen Kieskomponenten bestehen zum überwiegenden Teil aus porösen, keramikartigen, amorphen Materialgemischen mit unterschiedlichen Anteilen an Nebenbestandteilen. Die gesamte MVA-Schlacke weist, ohne die Berücksichtigung einzelner grober Komponenten, meistens eine graue Färbung auf.

Die Sieblinien der Mischproben verdeutlichen, dass sich die MVA-Schlacke insgesamt relativ feinkörnig darstellt. Gegenüber der Nasssiebung ergab die Trockensiebung vor allem bei den feinen Materialien erhöhte Anteile. Insgesamt ist der ermittelte Anteil an der Feinfraktion < 4 mm mit ca. 62 Ma.-% sehr hoch. Im Vergleich der Nasssiebungen der Bohrkerne mit denen einer Nasssiebung von MVA-Schlacken aus 2017 zeigt sich deutlich, dass der Anteil der Feinfraktion in den mittleren Siebschnitten deutlich höher ist.

Die Schlacken, Aschen und Schmelzprodukte bilden mit durchschnittlich ca. 29 Ma.-% die wichtigste Stoffgruppe. Glas und Keramik haben mit ca. 8 Ma.-% nur einen kleinen Anteil an der Gesamtmasse. Metalle, die in Form von z.B. Schrauben oder Essbestecken erkennbar sind, liegen zu unter 1 Ma.-% vor. Es kann davon ausgegangen werden, dass der größte Teil der Metalle in den beim Verbrennungsprozess entstandenen MVA-Schlacken-Konglomeraten vorliegen. Bei der stofflichen Zusammensetzung der einzelnen Siebschnitte zeigt sich, dass mit abnehmender Stückgröße der Anteil an Glas und Keramik zunimmt.

Ein Auszug aus den umfangreichen Röntgenfluoreszenz-Analysen zeigt, dass die wichtigsten Mineralphasen identifiziert werden können. Diese zeigen, dass die mineralische Phase in Form von Siliziumoxid (ca. 37 bis 58 Ma.-%) erwartungsgemäß maßgebend ist. Auffällig ist auch die sehr hohe Konzentration von mineralischem Aluminium von max. ca. 17 Ma.-% in der Feinfraktion (< 4 mm) gegenüber den Angaben aus der Literatur mit ca. 8 Ma.-%. In *Tabelle 4-23* sind einige ausgewählte Parameter mit ihren

minimalen und maximalen Konzentrationen über die Ablagerungshöhe sowie ihren Veränderungen über die Ablagerungshöhe und die untersuchten Materialstückklassen dargestellt.

Tabelle 4-23: Zusammenfassung einiger analysierter Parameter im Feststoff und Eluat mit Bezug zur Ablagerungshöhe und Materialstückklasse

Parameter	Einheit	Wertebereich (Analysen über Ablagerungshöhe)		Abhängigkeit über die Ablagerungshöhe	Abhängigkeit über die Materialstückklassen
		MIN	MAX		
Feststoffanalysen					
WG	Ma.-% FS	8,23	19,56	Teilweiser Anstieg mit sinkender Ablagerungshöhe	-
GV	Ma.-% TS	3	5,5	Anstieg mit sinkender Ablagerungshöhe	Anstieg mit sinkender Materialstückklasse
TOC	Ma.-% TS	0,69	1,93	Nur BK03 Anstieg mit sinkender Ablagerungshöhe	Anstieg mit sinkender Materialstückklasse
CaCO ₃	g/kg	37,40	64,80	Verringerung mit sinkender Ablagerungshöhe	Anstieg mit sinkender Materialstückklasse
Ca	g/kg	0	235	Verringerung mit sinkender Ablagerungshöhe	Anstieg mit sinkender Materialstückklasse
Eisen	mg/kg TS	55.000	155.000	Anstieg mit sinkender Ablagerungshöhe	Tendenzielle Gleichverteilung über die Materialstückklassen
Aluminium	mg/kg TS	25.900	56.750	Minimale Verringerung mit sinkender Ablagerungshöhe	Anstieg mit sinkender Materialstückklasse
Zink	mg/kg TS	2.500	8.000	Keine Abhängigkeit mit sinkender Ablagerungshöhe	Leichter Anstieg mit sinkender Materialstückklasse
Kupfer	mg/kg TS	1.000	30.000	Keine Abhängigkeit mit sinkender Ablagerungshöhe	Tendenzielle Gleichverteilung über die Materialstückklassen
Eluatanalysen					
pH-Wert	-	7,8	9,5	Anstieg mit sinkender Ablagerungshöhe	Tendenzielle Gleichverteilung über die Materialstückklassen
Redoxpotenzial	mV	-221	-59,3	Anstieg mit sinkender Ablagerungshöhe	Tendenzielle Gleichverteilung über die Materialstückklassen
DOC	mg/l	131,78	144	Tendenzielle Gleichverteilung mit sinkender Ablagerungshöhe	Anstieg mit sinkender Materialstückklasse
Ca	mg/l	0	53,0	Starke Verringerung mit sinkender Ablagerungshöhe	-
Sulfat	mg/l	53,9	616	Tendenzielle erst Verringerung bis mittlere Ablagerungshöhe und dann Anstieg bis Deponiebasis	Leichter Anstieg mit sinkender Materialstückklasse
Chlorid	mg/l	4,18	133	Anstieg mit sinkender Ablagerungshöhe	Leichter Anstieg mit sinkender Materialstückklasse
Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	343	1.618	Anstieg mit sinkender Ablagerungshöhe	Erst starker Anstieg unterhalb Materialstückklasse von 0.002 mm

Die analysierten Metallkonzentrationen im Eluat zeigen deutlich, dass die Metalle nur schwer mobilisierbar sind und in der MVA-Schlacke verbleiben.

Für eine Wertmetallrückgewinnung aus der MVA-Schlackedeponie ist die Analyse der magnetischen und nicht-magnetischen Materialstückspektren für die nachhaltigen Rückbauszenarien von besonderer Bedeutung. Es zeigte sich, dass die Feinfraktion (≤ 4 mm) zu einem nicht unerheblichen Anteil magnetisch ist. In den größeren Materialstückklassen (> 4 mm) beruht der hohe Eisenanteil wahrscheinlich auf

den Eisenpartikeln, die aufgrund der fehlenden mechanischen Aufbereitung nicht entfernt wurden. Unterhalb von 2 mm steigt die Konzentration von Eisen (maximal ca. 375.000 mg/kg TS bei der Materialstückgröße 1 bis 0,2 mm) in der magnetischen Fraktion trotz einer Verringerung des magnetischen Anteils stark an. Ein eindeutiger Trend bei den Kupferkonzentrationen ist nur in der nicht magnetischen Fraktion festzustellen. Hierbei kommt es zu einer Anreicherung der Konzentrationen im feinen Materialstückbereich. Zink als typisches Legierungselement von Eisen, ist sowohl in der magnetischen als auch in der nicht-magnetischen Fraktion zu finden. In beiden Fraktionen unterliegen die Konzentrationen eher geringen Schwankungen und sind annähernd gleich verteilt. Insbesondere in den größeren Materialstückklassen sind tendenziell höhere Aluminiumgehalte in der magnetischen Fraktion zu identifizieren.

Neben Schwermetallen beeinflussen auch organische Schadstoffe insbesondere PCDD/PCDF und PCB die Eignung der MVA-Schlacke bezüglich einer stofflichen Verwertbarkeit. Für die zwei untersuchten Proben aus Bohrkern BK04 ergibt sich eine Belastung von ca. 447 ng I-TE/kg TS (BK04 137,49 m NN) und ca. 427 ng I-TE/kg TS (BK04 145,89 m NN). Bezogen auf den gesamt-PCB-Gehalt ergibt sich eine Belastung von ca. 0,075 mg/kg TS (145,89 m NN) und ca. 0,1 mg/kg TS (137,49 m NN) im Bohrkern BK04.

In allen fünf Bohrkernen konnte Phosphat in Form des gelösten Ortho-Phosphates nach schwefelsaurem Aufschluss nachgewiesen werden. Die maximale Konzentration liegt bei 3,62 g/kg TS bei BK03 in einer Ablagerungshöhe von ca. 144 m NN.

Veränderung der Alkalinität und Langzeitverhalten

Fast alle Alterungsprozesse führen zu einem Absinken des pH-Wertes und somit auf lange Sicht zu einer Mobilisierung von Schwermetallen aus der Feststoffmatrix der MVA-Schlacke. Für diese Mobilisierung spielt vor allem der pH-Wert unter 6 eine große Rolle bzw. der Pufferbereich bis zu diesem pH-Wert. Erst unterhalb von diesem ist mit einem erhöhten Austrag der Schwermetalle zu rechnen. Durch die Bestimmung der Säureneutralisationskapazität (SNK) und Auswertung des Titrationsverlaufes konnte die Pufferkapazität der MVA-Schlacke näherungsweise analysiert werden. Die nach ca. 24 h Versuchsdauer ermittelten SNK liegen im Bereich zwischen ca. 1.849 und 1.931 mmol/kg. Durch die Analysen wurde deutlich, dass in der untersten Ablagerungsschicht – der Schicht, die den längsten Kontakt mit dem eindringenden Niederschlagswasser aufweist – die geringste SNK ermittelt wurde. Gleichwohl weist die mittlere Ablagerungsschicht die höchste SNK auf.

Die Untersuchung der Auswirkung einer CO₂-Zugabe ist aus mehreren Gesichtspunkten von Interesse. Durch einen stetigen Zutritt von Deponiegas aus älteren Abschnitten der Deponie oder über den Eintritt von CO₂ durch Niederschlagswasser werden alkalische Abfälle in der Deponie in-situ mit CO₂ reagieren und somit den pH-Wert (durch Auswaschen der Carbonate) weiter absenken, sodass eine Mobilisierung der Schwermetalle aus der Feststoffmatrix der MVA-Schlacke erfolgen kann. Im Verlauf des Versuches stellte sich heraus, dass weder Eisen, noch Kupfer und Cadmium gelöst wurden bzw. die Konzentration unterhalb der Nachweisgrenze lag. Blei und Kupfer konnten nur in wenigen Eluatproben in sehr geringen Konzentrationen nachgewiesen werden und bei Nickel fand so gut wie keine Lösung statt. Bei Mangan und Zink ist im Verlauf der Zeit eine kontinuierliche Zunahme der Konzentration in beiden Säulen zu erkennen, wobei die Zinkkonzentrationen jeweils stark schwanken. Auch ist deutlich zu erkennen, dass der pH-Wert in den ersten Tagen stark abfällt und ab dem zwölften Versuchstag fast stagniert. Zum Ende des Versuchs liegt der pH-Wert im Bereich zwischen 6,35 und 6,74. Somit konnte durch eine überproportionale Zugabe von CO₂ über das eindringende Wasser in die Säulen näherungsweise eine Stabilität gegenüber einer kritischen pH-Wertabsenkung unterhalb von 6 nachgewiesen werden.

Um eine bessere Aussage zu einer möglichen Grundwassergefährdung durch die abgelagerte MVA-Schlacke zu treffen, wurden Langzeitsäulenversuche mit der Einbeziehung eines Extremfalls (Einleitung von Niederschlagswasser mit pH-Wert 2,0) durchgeführt. Dabei wurden metrologische Randbedingungen des Deponiestandortes mit einbezogen. Die Ergebnisse der Langzeitsäulenversuche bestätigen die Vermutung, dass ohne die Einbeziehung der Oberflächenabdeckung der MVA-Schlackedeponie mit lediglich geringen Verlagerungen durch Witterungseinflüsse zu rechnen ist. Zwar konnten durch diese extrem unrealistische Milieubedingungen Metalle in den Säulen mobilisiert werden, dies jedoch in einem sehr geringen Umfang und ebenfalls nicht mit einem eindeutig signifikanten Ergebnis. Ebenfalls spre-

chen für eine stabile Langzeitsicherheit die überwiegend unter der Nachweisgrenze liegenden Metallgehalte im Sickerwasser der einzelnen Säulen über den simulierten Niederschlagsjahren von ca. neun Jahren.

Qualität hinsichtlich eines Einsatzes als Recyclingbaustoff

Mittels der durchgeführten Waschversuche konnte gezeigt werden, dass die ohnehin schon sehr geringen Konzentrationen an Chlorid und Sulfat nochmals – für die Grobfraction und Feinfraction – herabgesetzt werden konnten und es zu einer Anreicherung dieser Stoffe im Prozesswasser gekommen ist. Hierbei ist darauf zu achten, dass es sich bei den nachweisbaren Sulfatkonzentrationen nur um die Sulfatverbindungen handelt, welche an der Oberfläche der MVA-Schlacke anhaften und leicht in die wässrige Phase überführt werden können. Die sich in der Feststoffmatrix der MVA-Schlacke befindenden Sulfatverbindungen können nicht herausgelöst werden und verbleiben im Feststoff. Bei den durchgeführten Versuchen zeigte sich auch, dass die besten Ergebnisse mittels Hochdruckreiniger erzielt werden konnten. Durch die Druckbeaufschlagung beim Waschen der MVA-Schlacke und Separation in die Grobfraction und Feinfraction konnte eine signifikante Anreicherung von z.B. Kupfer in den beiden Fraktionen erreicht werden. Hierbei betrugen die Steigerung maximal 95 % (Feinfraction) und 90 % (Grobfraction). Somit kann Kupfer in einer sich anschließenden Abtrennung mittels Wirbelstromscheider besser zurückgewonnen werden.

Die durchgeführten Deklarationsanalysen zeigen, dass die Grenzwerte der LAGA für einen eingeschränkten Einbau mit definierten technischen Sicherungsmaßnahmen (Einbauklasse Z 2) für die grobfractionierte MVA-Schlacke (> 4 mm) im Wesentlichen eingehalten werden. Hierbei fällt ebenfalls deutlich auf, dass die Analysen für Chlorid und Sulfat um ein Vielfaches unterhalb des vorgegebenen Grenzwertes liegen. Für die umweltrelevanten Anforderungen nach der TL-Gestein-StB 04 werden die Grenzwerte für die Klasse MVAA-2 eingehalten.

Bezüglich der geotechnischen Eignungsuntersuchungen ist festzuhalten, dass MVA-Schlacke als ein bodenähnliches Recyclingmaterial einzustufen ist, welches aber nicht mit natürlichem Boden gleichzusetzen ist. Dennoch existiert eine Vielzahl von Anwendungsmöglichkeiten, denen die bodenmechanische, hydraulische sowie chemische Qualität von MVA-Schlacke genügen. Als potentielle Verwendungsmöglichkeiten sind Bauwerke mit niedrigem Lasteintrag oder einem geringen Anspruch an das Setzungsverhalten oder Erdbauwerke, bei denen Verformungen weniger relevant sind, zu nennen (Schlömp, 2014).

Im Hinblick auf eine zukünftige stoffliche Verwertung der MVA-Schlacke in Bauvorhaben muss diese die Grenzwerte in Form von Materialwerten der Ersatzbaustoffverordnung (EBV) einhalten. Hierfür wurden Säulenversuche – angelehnt an DIN 19528 – durchgeführt. Für die Übereinstimmungsuntersuchung und Gegenüberstellung mit den Materialwerten der EBV sind die Analysen bis zu dem W/F-Verhältnis von 2/1 ausschlaggebend. Die Ergebnisse der untersuchten Leitparameter für MVA-Schlacke sowie des Kupfers zeigen, dass bis auf den Grenzwert für Sulfat bei der Güteklasse MVAA-1, für beide Materialstückspektren die Grenzwerte eingehalten werden.

Recyclingpotenzial bezüglich der enthaltenen Metalle

Bei der Betrachtung der Rücklösung der Metalle in den verschiedenen Ablagerungshöhen in Abhängigkeit von der Säuremenge fällt auf, dass bis zu einer Säuremenge von 200 g $\text{H}_2\text{SO}_4/\text{kg TS}$ bis auf wenige Ausreißer die Graphen für alle Metalle und Ablagerungshöhen sehr ähnlich verlaufen und anschließend vereinzelt sehr große Abweichungen aufzeigen. Auffällig ist ebenfalls, dass die untersten Ablagerungsschichten in den wenigsten Fällen eine geringere Säuremenge bei gleicher Menge rückgelöster Metalle benötigen. Der optimale Bereich für eine Rücklösung der Metalle aus der MVA-Schlacke befindet sich in einem pH-Wert Bereich von 0,8 bis 1,2. In diesem Optimumsbereich beträgt der spezifische Säureverbrauch im Mittel bei Kupfer auf ca. 387 g $\text{H}_2\text{SO}_4/\text{gCu}$ und bei Zink auf ca. 143 g $\text{H}_2\text{SO}_4/\text{gZn}$. Hierbei können im Mittel – bestimmt als Medianwert – ca. 74 % des Kupfers und 79 % des Zinks zurückgewonnen werden.

Anhand von Extraktionsanalysen unter Variation der Zugabe eines Komplexierungsmittels und der Säuremenge zeigt sich, dass zwar mit steigender Säuremenge die extrahierte Menge an Kupfer bzw. Zink steigt, eine steigende Zugabe von Citrat als Komplexierungsmittel aber keinen deutlichen Einfluss auf die extrahierte Menge an Kupfer bzw. Zink hat. Somit liegt die Vermutung nahe, dass die Metalle – wie

von *Van der Sloot, et al. (1992)* beschrieben – unter anderem als schwer lösliche Oxide in der MVA-Schlackenmatrix fixiert sind.

Um den Einfluss des pH-Wertes, der Extraktionszeit, des W/F-Verhältnis sowie der Säuremenge und Temperatur auf die Extraktion von Metallen aus der MVA-Schlacke zu analysieren, wurden spezifische Extraktionsversuche durchgeführt. Bei Kupfer zeigt sich hierbei deutlich, dass die Variation der Temperatur keinen positiven Effekt auf die Extraktion ausübt. Nur bei Raumtemperatur (RT) mit steigender Extraktionszeit und einer hohen Säurekonzentration wird Kupfer bis auf eine Konzentration von 1.300 mg/kg TS extrahiert. Für die Versuche mit 60 °C und 80 °C sind sogar sinkende Konzentrationen mit steigender Extraktionszeit zu verzeichnen. Bei Zink zeigt sich ebenfalls unter RT ein ähnliches Bild wie bei Kupfer. Die extrahierte Menge an Zink nimmt mit steigender Konzentration an Säure und steigender Extraktionszeit bis auf eine maximale Konzentration von 4.300 mg/kg TS zu. Die Erhöhung der Temperatur bis 60 °C bewirkt bei einer Extraktionszeit von 3 h und dem Einsatz von 5 % H₂SO₄ einen Anstieg der Konzentration von Zink auf maximal 5.600 mg/kg TS. Durch die Erhöhung auf 80 °C konnte bei einer Extraktionszeit von 1 h und 5 % H₂SO₄ die Konzentration von Zink auf 6.600 mg/kg TS gesteigert werden. Allgemein ist zu den spezifischen Extraktionsversuchen festzuhalten, dass die Mehrzahl der maximalen extrahierten Wertmetallmengen bei geringen Extraktionszeiten und dem Einsatz von 5 % H₂SO₄ erreicht werden.

Um das Rückfällungsverhalten der Metalle aus Extraktionsversuchen zu analysieren, wurden mittels pH-Wert Absenkung bis auf ca. 1,2 zunächst Extraktionslösungen erzeugt und anschließend unter Variation der Temperatur und des pH-Wertes durch die Zugabe von KOH, die enthaltenen Metalle zurückgelöst. Die Erhöhung der Temperatur auf 50 °C hat bei den Rücklösungsversuchen einen eher negativen Effekt auf die maximal zurückgelöste Menge an Metalle. Die maximal rückgefällte Konzentration liegt für Kupfer bei 180 mg/kg TS (pH-Wert 3,5 und RT) und für Zink bei 640 mg/kg TS (pH-Wert 3,5 und RT). Hervorzuheben ist, dass die maximalen Konzentrationen der Metalle nicht in den optimalen pH-Wert Bereichen (*Kapitel 3.4.6 Tabelle 3-21*) für die Fällung nach *Harting (2019)* eintreten, sondern schon viel eher. Quantitativ werden an Kupfer ca. 16 % und von Zink ca. 18 % der extrahierten Menge zurück gelöst.

Wiederablagerung

Die Analysen im Eluat zeigen, dass alle Grenzwerte im Eluat für eine erneute Ablagerung der MVA-Schlacke auf einer DK II Deponie sicher eingehalten werden. Bei den strengeren Zuordnungswerten für eine DK I Deponie wird nur bei dem Parameter Antimon der zulässige Wert überschritten. Durch weitere Untersuchungen zum Auswaschungsverhalten von Antimon könnte jedoch trotzdem eine Ablagerung möglich werden.

5 Nachhaltige Landfill Mining Szenarien für den Rückbau der MVA-Schlackedeponie

5.1 Herausforderungen bei der Planung

Die Akteure eines LFM von MVA-Schlackedeponien stehen vor einer Vielzahl von Herausforderungen. Im *Kapitel 2* sind einige technische, rechtliche und ökonomische Zusammenhänge aufgezeigt worden, die einen großen Einfluss auf die ökonomische Erfolgsaussicht haben und entsprechend beachtet werden müssen. Aber auch die stoffspezifischen Eigenschaften (*Kapitel 2.2*) der abgelagerten MVA-Schlacke haben auf die Planung von LFM Vorhaben einen großen Einfluss. Unter anderem sind folgende Aspekte zu betrachten:

- Im Rahmen der Planung und Vorbereitung eines LFM-Vorhabens muß in jedem Fall eine historische Erkundung durchgeführt, sowie Probebohrungen niedergebracht werden, um die stoffliche und chemische Zusammensetzung der MVA-Schlacke sowie die Verteilung der Metalle im Kornspektrum der MVA-Schlacke und im Deponiekörper zu analysieren. Aus der historischen Erkundung können Rückschlüsse auf die Menge der abgelagerten MVA-Schlacke getätigt sowie Aussagen über die Verteilung weiterer möglicher abgelagerter Rückstände aus MVA-Anlage (z. B. Filterstäube) getroffen werden. Erschwert werden die Probebohrungen durch die Inhomogenität im Deponiekörper. Auf Grundlage der historischen Erkundung ist somit genau darauf zu achten wo die Bohransatzpunkte gewählt werden. Gleichwohl haben die Probebohrungen und Analysen aus der Vorerkundung einen Einfluss auf die Investitionskosten. Somit ist es entscheidend, diese – angelehnt an den Methoden der Boden- und Altlastensanierung – genau zu planen und die Erkenntnisse aus der historischen Erkundung hierbei einfließen zu lassen. Auf Grundlage der gewonnenen Daten können erste Erkenntnisse über die technische Umsetzung des Rückbaus getroffen werden und die ökonomische und ökologische Vorteilhaftigkeit durch eine Machbarkeitsstudie kann abgeschätzt werden.
- Abgelagerte MVA-Schlacke stellt im Vergleich zum Inputmaterial zwar kein stark heterogenes Stoffgemisch dar (*Kapitel 4.2.2*), aber ihre stoffliche und chemische Zusammensetzung kann gerade im Bereich der Metalle stark variieren. Ursache hierfür sind abfallwirtschaftliche Maßnahmen, Entwicklung der Verbrennungstechnik und Einsatz von Ressourcen bei der Produktherstellung. Auch kann es vorkommen, dass nicht ausschließlich MVA-Schlacke auf solchen Deponien abgelagert wurde, sondern oftmals auch Filterstäube (erhöhter Eintrag von Schwermetallen) und Bauschutt (erhöhter Eintrag an Sulfat). Somit ist auch im Bereich von MVA-Schlackedeponien jede Deponie hinsichtlich ihrer Zusammensetzung als Einzelfall zu betrachten.
- Wie in *Kapitel 2.2.5* beschrieben, können die ablaufenden Alterationsprozesse der MVA-Schlacke bei der Deponierung über einen längeren Zeitraum verschiedene Auswirkungen haben. Somit kann es unter bestimmten Voraussetzungen zur Bildung von H_2S oder SO_2 kommen, die eine Anpassung der Arbeits- und Immissionsschutzmaßnahmen (Sicherheitskonzept) mit sich ziehen kann. Denkbar wäre in diesem Fall eine Absaugung des Gases im Nahbereich der Rückbaumaßnahme bzw. eine Einkapselung des Bereiches der Rückbauarbeiten, wie sie im Bereich der Altlastensanierung durchgeführt wird. Auch können die Temperaturen im Deponiekörper aufgrund der Alterationsprozesse deutlich über $60\text{ }^\circ\text{C}$ liegen, welche den Rückbau erschweren. Sollte der Wassergehalt im Deponiekörper gering sein, kann es beim Aushub zur Austrocknung kommen und die MVA-Schlacke müsste bewässert werden, um die Staubbildung zu reduzieren. Die Anpassung solcher Arbeits- und Immissionsschutzmaßnahmen hat ebenfalls einen hohen Einfluss auf die Investitions- bzw. Betriebskosten und ist nur schwer abzuschätzen.
- Für die technologische Umsetzung des LFM existieren – wie in *Kapitel 2.3* beschrieben – einige konventionelle und weiterführende Aufbereitungsverfahren, um feinste Wertmetallbestandteile aus MVA-Schlacke zurück zu gewinnen. Da aber nur wenige bis gar keine Kenntnisse bezüglich der Aufbereitung von abgelagerter und über einen längeren Zeitraum alterierter MVA-Schlacke existieren, gibt es auch keinen Stand der Technik bezüglich der technologischen Umsetzung. Dieser muss für die Aufbereitung von MVA-Schlacke erst erarbeitet werden.
- Die verschiedenen Technologien zur Aufbereitung für MVA-Schlacke können auf unterschiedliche Weise miteinander zu Aufbereitungsprozessen in Abhängigkeit von den stofflichen Eigenschaften

und der Verteilung der Metalle im Kornspektrum der MVA-Schlacke kombiniert werden. Der Behandlungsaufwand hat großen Einfluss auf die Stoffstromführung und somit auf die Qualität und Quantität der zurückgewonnenen Metalle und Mineralik. Dies wirkt sich wiederum erheblich auf die Investitionskosten und laufenden Betriebsausgaben aus.

- LFM-Vorhaben können lange Zeiträume in Anspruch nehmen. Aufgrund dieses längerfristigen Planungshorizontes sind Marktentwicklungen bezüglich der Preise für Metalle und der Mineralik sowie in der Aufbereitung eingesetzten Betriebsstoffe und Energie schwer abzuschätzen und mit finanziellen Unsicherheiten behaftet.

5.2 Technologische Umsetzung der nachhaltigen Landfill Mining Szenarien für den Rückbau der MVA-Schlackedeponie

Zur technischen Umsetzung des Rückbaus der MVA-Schlacke in einem LFM Vorhaben müssen die folgenden vier Schritte durchlaufen werden:

1. Rückbau,
2. Vorkonditionierung,
3. Stoffstromtrennung,
4. Stoffstromspezifische Behandlung.

Für den allgemeinen Rückbau bestehen bereits nach dem Stand der Technik unterschiedliche Technologien, die bei diversen Rückbaumaßnahmen von Deponien Anwendung fanden. Für die anderen Schritte kommen spezifische technische Verfahrenskombinationen zur Aufbereitung von MVA-Schlacke, die in den *Kapiteln* 2.3.1 und 2.3.2 vorgestellt wurden, zum Einsatz. Nach der Identifikation geeigneter Technologien werden diese verfahrenstechnisch kombiniert, sodass eine maximale Wertstoffausbringung an Fe- und NE-Metallen über alle Kornklassen zu erreichen ist. Im Folgenden werden 5 nachhaltige LFM-Szenarien (*Tabelle 5-1*) betrachtet, um die deponierte MVA-Schlacke rückzubauen und aufzubereiten.

Tabelle 5-1: LFM Szenarien zur Aufbereitung der MVA-Schlacke

Szenario	Beschreibung
1a	Mobiles Aufbereitungskonzept für die grobfractionierte MVA-Schlacke und Wiederablagerung der feinfractionierten MVA-Schlacke
1b	Mobiles Aufbereitungskonzept für die grobfractionierte MVA-Schlacke und Anwendung des RENE-Verfahrens für die feinfractionierte MVA-Schlacke
2a	Mitbehandlung der grobfractionierten MVA-Schlacke in der Aufbereitungsanlage Flörsheim-Wicker und Wiederablagerung der feinfractionierten MVA-Schlacke
2b	Mitbehandlung der kompletten MVA-Schlacke in der Aufbereitungsanlage Flörsheim-Wicker
2c	Mitbehandlung der grobfractionierten MVA-Schlacke in der Aufbereitungsanlage Flörsheim-Wicker und Anwendung des RENE-Verfahrens für die feinfractionierte MVA-Schlacke

Ziel der einzelnen Szenarien ist es, einerseits verschiedene Technologien einzubinden und andererseits eine möglichst große Bandbreite von Behandlungstiefen abzudecken. Des Weiteren sollen auch verschiedene Optionen aufgezeigt werden, wie ein LFM einer MVA-Schlackedeponie technisch realisiert werden kann. Hierbei beeinflusst die Wahl eines bestimmten nachhaltigen Deponierückbaukonzeptes den Umfang der Behandlung der deponierten MVA-Schlacke und somit auch die Anzahl, Qualität und Quantität der resultierenden Produkte und Reststoffe, welche anschließend vermarktet werden können oder einer Verwertung bzw. sicheren Beseitigung zugeführt werden müssen. Somit beeinflusst die Wahl eines Deponierückbaukonzeptes maßgeblich die ökonomische und ökologische Vorteilhaftigkeit eines LFM im Vergleich zur Deponiestillegung und -nachsorge.

5.2.1 Landfill Mining Szenarien 1a und 1b

Die *Abbildung 5-1* zeigt das mobile Deponierückbaukonzept für die Grobfraction (Szenario 1a) mit einem geringem Behandlungsaufwand, welches am Standort der MVA-Schlackedeponie in Offenbach realisiert werden kann. Für die Umsetzung des Rückbaus werden Bagger, Radlader und Muldenkipper genutzt. Nach einer Aussortierung von Störstoffen beim Rückbau erfolgt eine wenig aufwändige Siebung der MVA-Schlacke in 4 Fraktionen sowie eine händische Vorsortierung (> 12 mm), um gegebenenfalls unverbrannte Bestandteile in das MVA-Anlage Offenbach zu leiten und gegebenenfalls Störstoffe auszuschleusen. Die MVA-Schlacke wird in folgende Fraktionen gesiebt:

- > 12 mm
- 8 bis 12 mm
- 4 bis 8 mm
- < 4 mm.

Aufgrund der Verteilung des magnetischen Eisens (ca. 22 % in der Fraktion 4 bis 8 mm (*Abbildung 4-33 Kapitel 4.2.2*)) wird diese Fraktion noch der Grobkornaufbereitung zugeführt und die Wiederablagerung bzw. Behandlung der Feinfraktion mittels RENE-Verfahren erst ab einer Korngröße von < 4 mm vorgenommen. Das RENE-Verfahren dient ausschließlich der Rückgewinnung von NE-Metallen und würde bei einer Behandlung der größeren Fraktionen dazu führen, dass das Eisen als Wertstoff nicht zurückgewonnen werden kann. Auch wenn hier lediglich ein Verkauf zu Schrottpreisen möglich ist, würden erhebliche Werte verloren gehen. Die Konzentration an Kupfer und Aluminium hingegen sind in der Fraktion 4-8 mm so gering, dass eine ausbleibende Behandlung mit dem RENE-Verfahren keinen größeren Wertverlust mit sich bringt (*Abbildung 4-33 Kapitel 4.2.2*). Zudem basieren die gewählten Siebschnitte auf technischen Erfahrungswerten aus der Aufbereitungsindustrie. Die Unterteilung der Grobfraction (4 bis 8 mm, 8 bis 12 mm und > 12 mm) erfolgte mit dem Ziel, möglichst enge Siebklassen zu erzeugen, welche bessere Ausbringungsquoten bei der Magnet- und Wirbelstromscheidung nach sich ziehen.

Die durch die Siebung erzeugte Feinfraktion (< 4 mm) wird im Szenario 1a keiner weiteren Aufbereitung zugeführt und wieder abgelagert, sofern die Grenzwerte der DepV eingehalten werden. Sollte es möglich sein, diese Feinfraktion auf derselben MVA-Schlackedeponie abzulagern, kann durch den abschließlichen Wiedereinbau der Feinfraktion (< 4 mm) Deponievolumen gewonnen werden. Aufgrund von Erfahrungswerten aus der Praxis kommt bei der Siebklassierung ein Schrägrost Rüttelsieb⁷ mit zwei Siebdecks und drei Austragsbändern zum Einsatz. Durch die Siebklassierung mittels Rüttelsieb in die erwähnten engen Siebklassen wird das Ziel einer maximalen Abtrennung im Magnetabscheider und Wirbelstromscheider verfolgt. Aus Erfahrungswerten aus der Praxis kommt hierbei ein Kombinationsaggregat aus Magnet- und Wirbelstromscheider zum Einsatz. Die erzeugten Fe- und NE-Fractionen können einer Verwertung in der Verhüttungsindustrie zugeführt werden. Der verbleibende, überwiegend mineralische Rückstand (> 4 mm) kann als Deponiebaustoff oder im Straßen- und Erdbau Anwendung finden.

Das in *Abbildung 5-2* dargestellte LFM Szenario 1b erweitert das Szenario 1a um das im *Kapitel 2.3.2* vorgestellte RENE-Verfahren der TU Clausthal. Hierbei kommt es zu einer Aufbereitung der feinfractionierten MVA-Schlacke (< 4 mm). *Abbildung 5-3* stellt nochmals die einzelnen Prozessschritte des RENE-Verfahrens mit den jeweiligen Outputfraktionen dar. Der zurückbleibende Rückstand des RENE-Verfahrens muss aufgrund der fehlenden stofflichen Verwertungsoptionen wieder abgelagert werden. Dies kann auf dem basisabgedichteten Bereich der MVA-Schlackedeponie Offenbach erfolgen.

⁷ Rüttelsiebe haben gegenüber Trommelsieben den Vorteil, dass aufgrund der deutlichen geringeren Fallhöhe während des Siebvorgangs keine weitere Zerkleinerung des Aufgabeguts erfolgt.

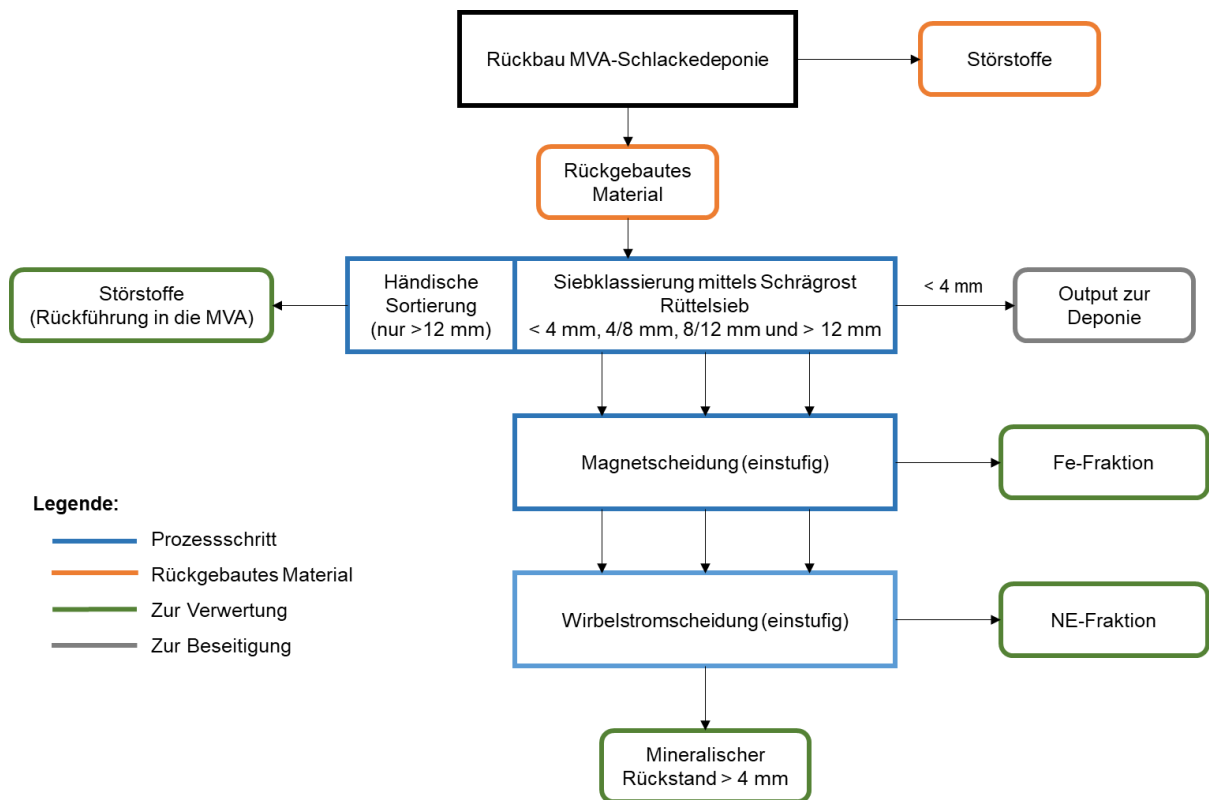


Abbildung 5-1: Landfill Mining Szenario 1a

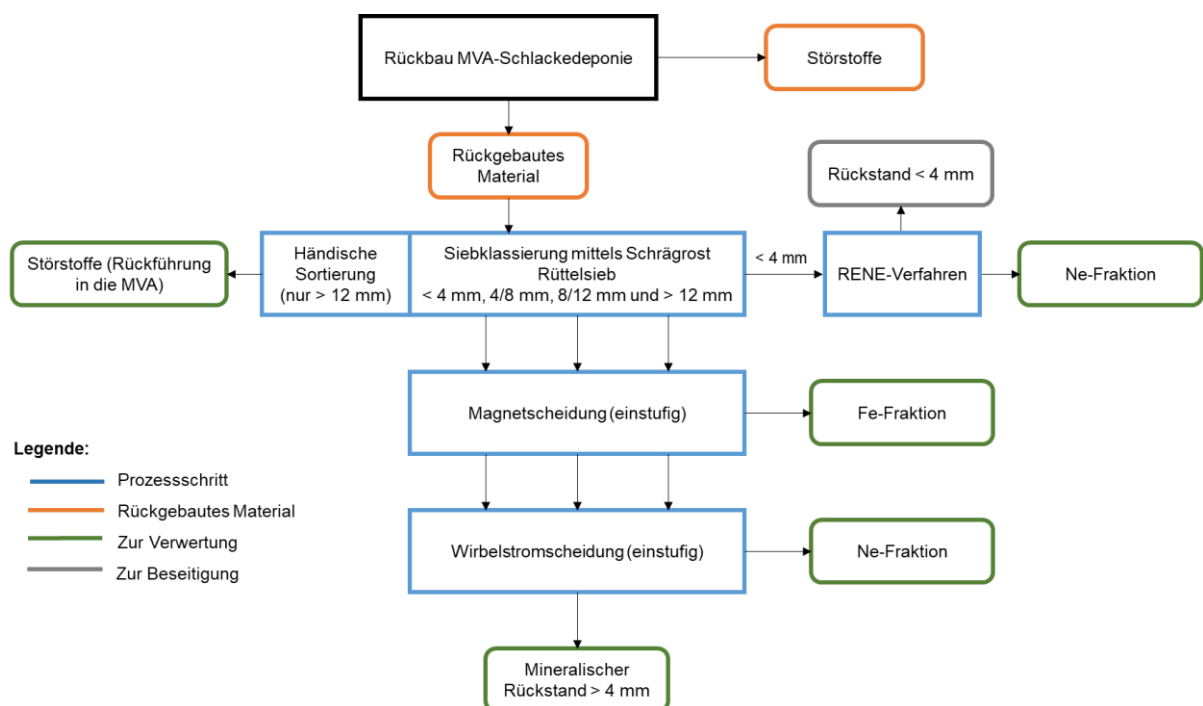


Abbildung 5-2: Landfill Mining Szenario 1b

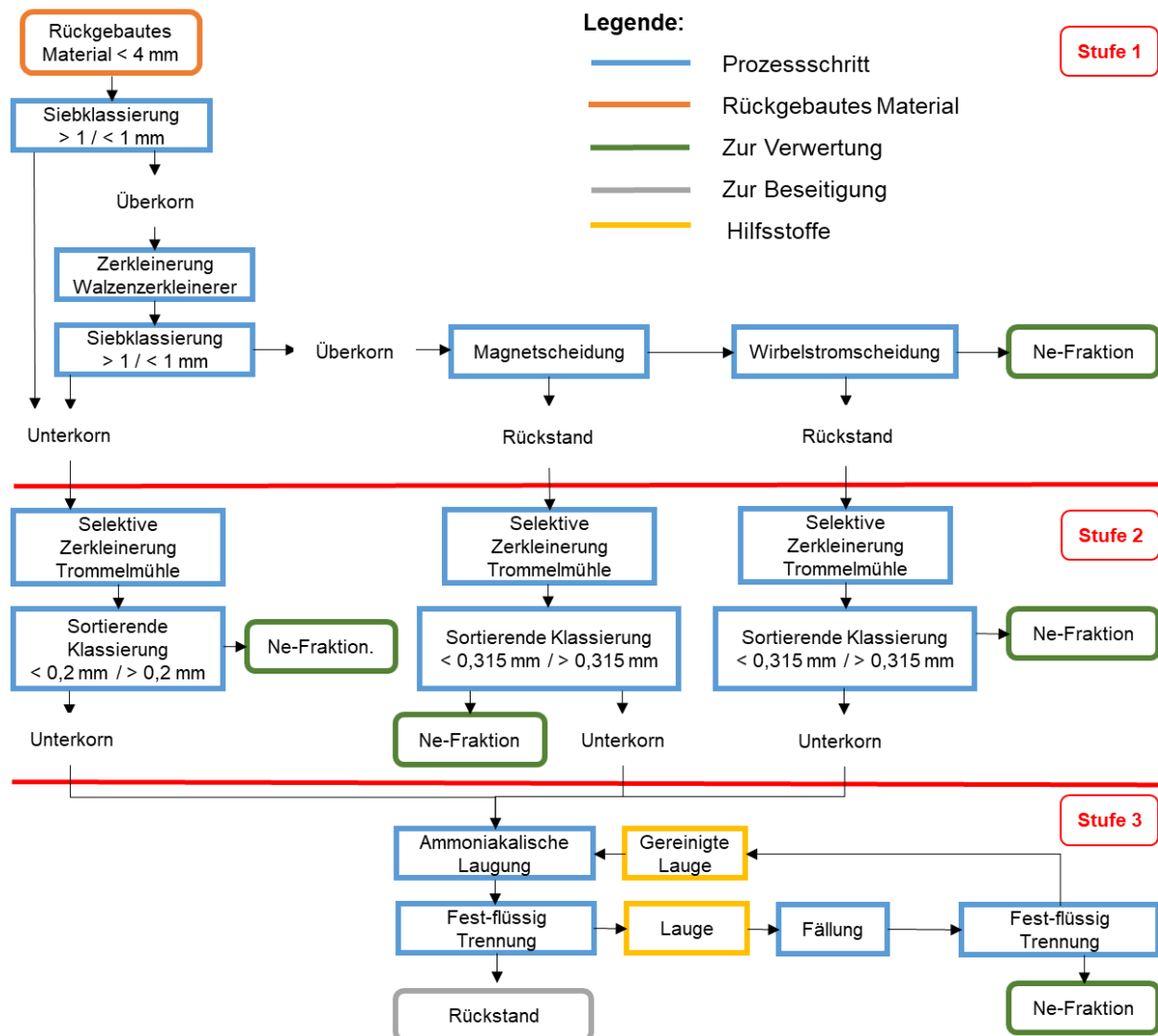


Abbildung 5-3: Aufbereitung der Feinfraktion (< 4 mm) mit dem RENE-Verfahren

5.2.1.1 Quantitative Wertstoffausbringung der Landfill Mining Szenarien 1a und 1b

Als Berechnungsgrundlage für die Massenausbringung der Fe-Fraktion und Ne-Fraktion für die grobfraktionierte MVA-Schlacke (> 4 mm) mittels entsprechender Aggregate wurden Erfahrungswerte von der Aufbereitung frischer MVA-Schlacken aus der Praxis herangezogen. Aufgrund der fehlenden Erfahrung bezüglich der Aufbereitung von deponierter und über einen langjährigen Zeitraum gealterter MVA-Schlacke, wurde von der Firma *STORK Umweltdienste GmbH (2018a)* in einer Technikumsanlage ein Versuch zur Separierung der MVA-Schlacke aus Offenbach durchgeführt. Hierbei wurden eine Mischprobe über die gesamte Erkundungstiefe aus dem Bohrkern BK02 (ca. 10 kg) durch einen Magnetscheider und Wirbelstromscheider in die einzelnen Fraktionen separiert (*Tabelle 5-2*). Dabei konnte eine Massenausbringung der Fe-Fraktion von ca. 7 Ma.-% und der Ne-Fraktion von ca. 0,4 Ma.-% erzeugt werden. Ebenso wurde die MVA-Schlacke durch die TU-Clausthal unter dem Einsatz konventioneller Technik im Technikumsmaßstab untersucht (*Breitenstein, 2017c*). Hierbei kam es zu ähnlichen Ergebnissen wie bei dem Versuch durch die Firma *STORK Umweltdienst GmbH*. Insgesamt ist bei den Untersuchungen auffällig, dass die separierten Mengen sich deutlich von denen durch die Aufbereitung „frischer“ MVA-Schlacken unterscheiden. Dies ist damit begründet, dass einerseits die auf der MVA-Schlackedeponie Offenbach abgelagerten MVA-Schlacken ein deutlich höheres Alter aufweisen und somit längeren Verwitterungsprozessen ausgesetzt waren. Dies beschleunigt unter anderem die Korrosion der Eisenbestandteile und führt zu einer geringeren Ausbringungsmenge der Wertstoffe.

Tabelle 5-2: Ergebnisse der Technikumsversuche zur Separation der MVA-Schlacke und Vergleich mit Literaturangaben

Fraktion	Massenausbringung [Ma.-%]		
	MVA-Schlacke Deponie Offenbach		„frische“ MVA-Schlacken
	STORK Umweltdienste GmbH, 2018a	Breitenstein, 2017c	Kuchta u. Enzner, 2016
Fe-Fraktion	7,17	4,43	7,65
NE-Fraktion	0,35	0,19	1,26
Rückstand	92,48	95,38	89,89

Unter Berücksichtigung der Literaturangaben zu den einzelnen Massenausbringungen (*Kapitel 2.3.3 Tabelle 2-19*) und den Ergebnissen aus den Technikumsversuchen wurden die in *Tabelle 5-3* dargestellten Massenausbringungen für die Magnetscheidung und Wirbelstromscheidung aufgestellt. Diese liegen im Mittel für die Fe-Fraktion bei 6 Ma.-% und für die NE-Fraktion bei ca. 1,1 Ma.-%.

Tabelle 5-3: Berechnungsgrundlage der Massenausbringung für den Magnetscheider und Wirbelstromscheider (bezogen auf die jeweilige Inputmasse)

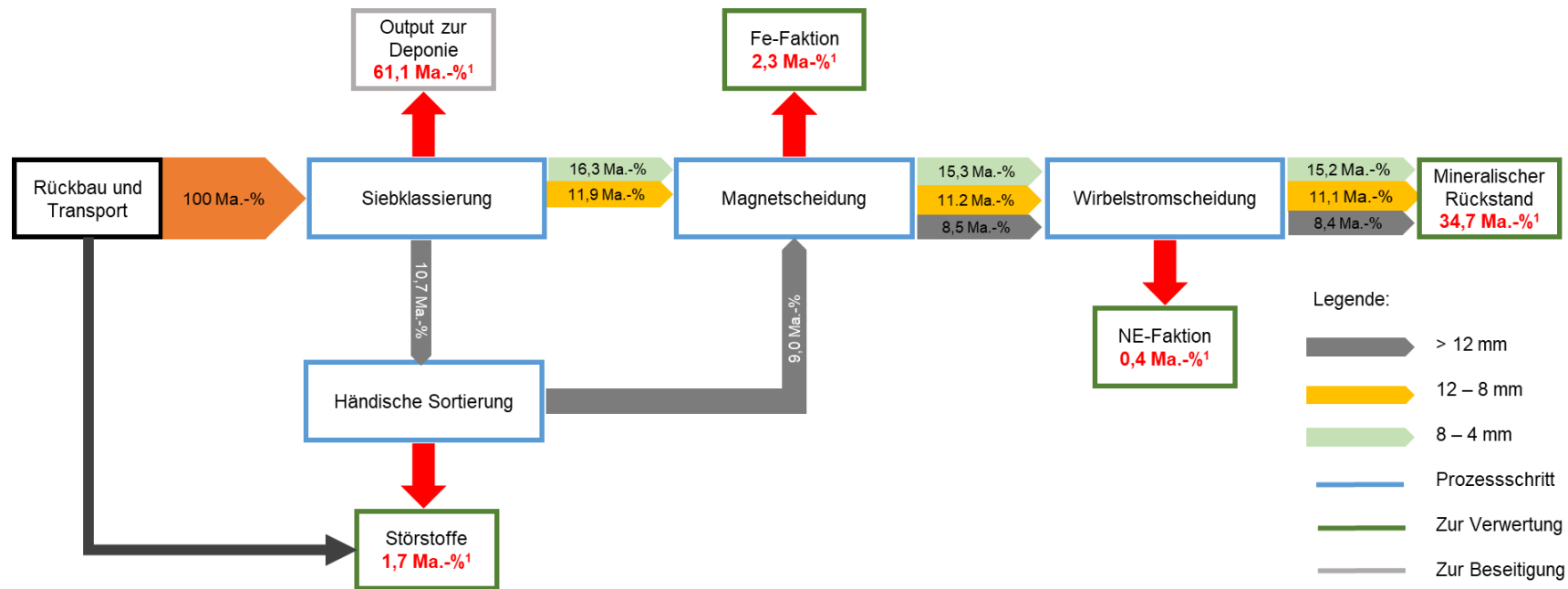
Fraktion	MIN	MAX
	[Ma.-%]	
Fe-Fraktion	5	7
NE-Fraktion	0,7	1,5

In der *Abbildung 5-4* ist das Fließbild des Szenarios 1a (Grobkornaufbereitung), mit den jeweiligen Outputmassen bezogen auf die gesamte abgelagerte MVA-Schlacke der Deponie Offenbach dargestellt. Aufgrund des sehr hohen Feinkornanteils (< 4 mm) von ca. 61 Ma.-% kommt es – bezogen auf die Inputmasse von 1.060.000 Mg – nur zu einer Ausbringung der Fe-Fraktion bei der Grobkornaufbereitung von ca. 2 Ma.-% im Mittel (*Tabelle 5-4*). Die NE-Fraktion liegt im Mittel bei 0,4 Ma.-%. Aufgrund der ausbleibenden Behandlung der Feinfraktion im Szenario 1a müssen 647.660 Mg auf Deponien verdichtet eingebaut werden. Der mineralische Rückstand – der einer stofflichen Verwertung zugeführt werden kann beträgt im Mittel ca. 35 Ma.-%.

Tabelle 5-4: Ergebnisse der Massenausbringung des Szenarios 1a

Fraktion	MIN		MAX		MW	
	[Mg]	[Ma.-%] ¹	[Mg]	[Ma.-%] ¹	[Mg]	[Ma.-%] ¹
	Grobkornaufbereitung (> 4 mm)					
Fe-Fraktion	19.716	1,86	27.560	2,60	23.638	2,23
Ne-Fraktion	2.650	0,25	5.512	0,52	4.028	0,38
Mineralischer Rückstand	37.1954	35,09	36.1248	34,08	381.754	34,7
Output zur Deponie	647.660	61,10	647.660	61,10	647.660	61,10

¹ Bezogen auf die Gesamtinputmasse von 1.060.000 Mg MVA-Schlacke



¹ Bezogen auf die Gesamtinputmasse von 1.060.000 Mg HMV-Schlacke

Abbildung 5-4: Gemittelt quantitatives Ergebnis der Modellberechnung für LFM Szenario 1a

In der *Abbildung 5-5* ist das Fließbild des Szenarios 1b (Grobkornaufbereitung + Feinkornaufbereitung), mit den jeweiligen Outputmassen bezogen auf die gesamte abgelagerte MVA-Schlacke der Deponie Offenbach dargestellt. Die Ergebnisse der Grobkornaufbereitung sind dieselben wie beim Szenario 1a mit dem einzigen Unterschied, dass hierbei die Feinfraktion (< 4 mm) dem RENE-Verfahren für die weitere Aufbereitung zugeführt wird. Die Ergebnisse des RENE-Verfahrens beruhen auf einem Technikumsversuch der TU-Clausthal mit Mischproben aller Bohrkerne der MVA-Schlackedeponie Offenbach. Durch die erste und zweite Stufe des RENE-Verfahrens kann eine zusätzliche Kupferausbringung von 0,38 Ma.-% (bezogen auf den Gesamtinput) erzeugt werden (*Tabelle 5-5*). Die im Vergleich zur Kupferausbringung eher geringe Aluminiumausbringung ist damit zu begründen, dass im Rahmen der durchgeführten Analytik auch mineralisches Aluminium (*Kapitel 4.2.2 Tabelle 4-4*) mit analysiert wurde, jedoch nur metallisches Aluminium zurückgewonnen werden kann. Durch die ammoniakalische Laugung in der dritten Stufe des RENE-Verfahrens kann die Kupferausbringung auf > 85 % gesteigert werden.

Tabelle 5-5: Ergebnisse der Massenausbringung des Szenarios 1b

Fraktion	MIN		MAX		MW	
	[Mg]	[Ma.-%] ³	[Mg]	[Ma.-%] ³	[Mg]	[Ma.-%] ³
Grobkornaufbereitung (> 4 mm)						
Fe-Fraktion	19.716	1,86	27.560	2,60	23.638	2,23
Ne-Fraktion	2.650	0,25	5.512	0,52	4.028	0,38
Mineralischer Rückstand	37.1954	35,09	36.1248	34,08	381.754	34,7
Feinkornaufbereitung RENE-Verfahren (< 4 mm)						
			[Mg]		[Ma.-%] ³	
Konzentrat insgesamt (3 %¹)	1. + 2. Stufe RENE-Verfahren		19.430		1,83	
Kupferausbringung (Kupferkonzentration von 284.409 mg/kg und Kupferausbringung von 73 %¹)			4.034		0,38	
Aluminiumausbringung (Aluminiumkonzentration 328.439 mg/kg und Aluminiumausbringung von 15 %¹)			957		0,09	
Rückstand (97 %¹)			628.230		59,26	
Steigerung der Kupferausbringung					> 85 % ¹	
Zinkausbringung	3. Stufe RENE-Verfahren				34 % ²	

¹ Ergebnisse aus einem Technikumsversuch der TU-Clausthal mit Mischproben aller Bohrkerne der Deponie Offenbach.

² Ergebnisse aus Breitenstein (2017b) aus der Anwendung des RENE-Verfahrens auf 12 Jahre gealterter MVA-Schlacke.

³ Bezogen auf die Gesamtinputmasse von 1.060.000 Mg MVA-Schlacke.

Nach der Entfrachtung von Metallen und unerwünschten Schwermetallen über alle drei Stufen des RENE-Verfahrens könnte der mineralische Rückstand anwenderspezifisch nach *Duwe et al. (2013)* als interessanter Zuschlagstoff gezielt in Prozesse der Bindemittel- und Baustoffindustrie eingesetzt werden. Jedoch steht die stoffliche Verwertung der feinkörnigen MVA-Schlacke nach *Schnell et al. (2012)* unterschiedlichen Herausforderungen gegenüber:

- Unklare Aschenkomponenten,
- aufgeschmolzene und unkontrollierte erstarrte Schlackenphasen,
- unbekannter Phasenaufbau und Kristallisationsgrad,
- Einfluss der Heterogenität der MVA-Schlacke auf etwaige Verwertungsmaßnahmen.

Aus diesen Gründen wird an dieser Stelle eine stoffliche Verwertung der Rückstände des RENE-Verfahrens nicht weiter betrachtet und es kommt zu einer Wiederablagerung.

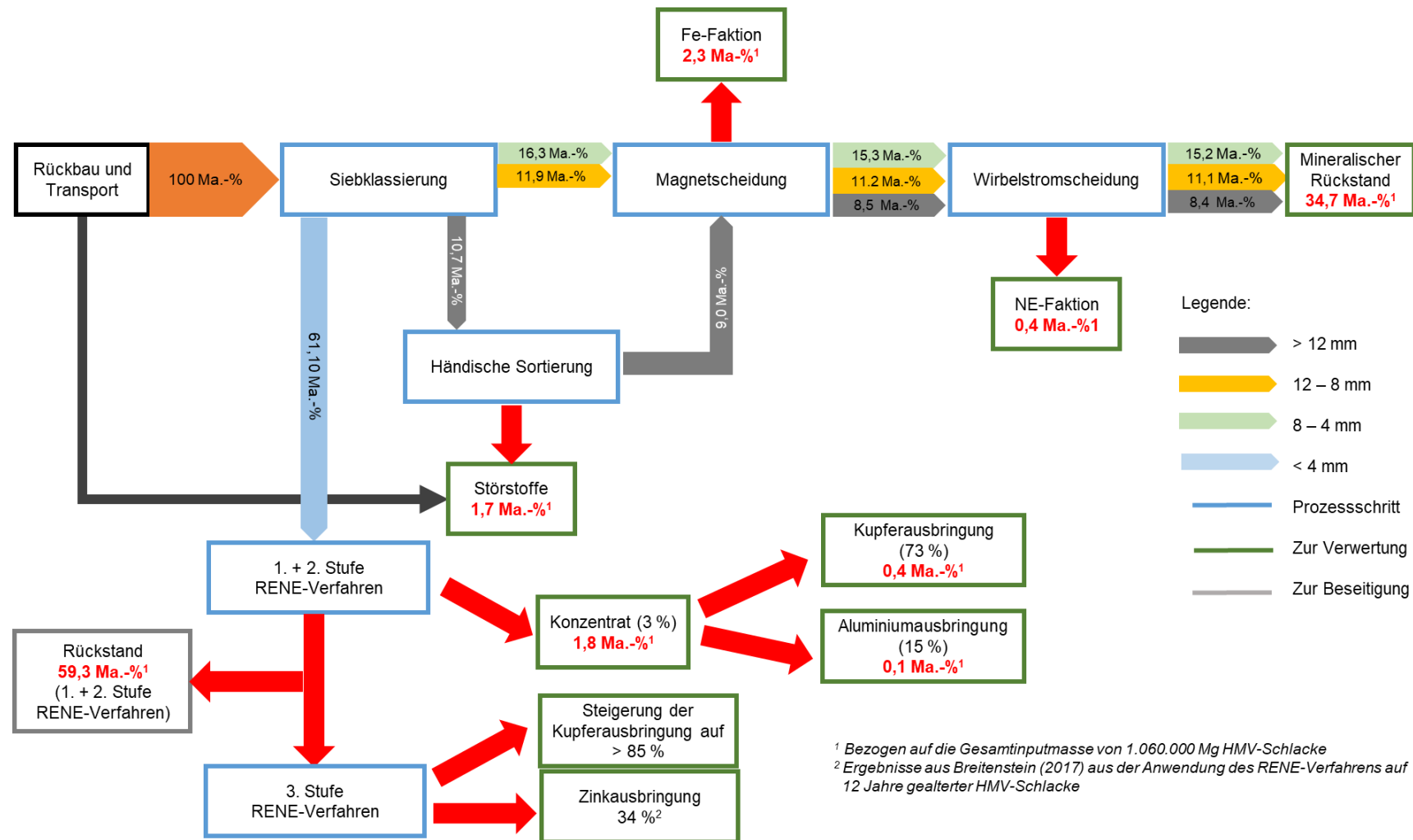


Abbildung 5-5: Gemitteltetes quantitatives Ergebnis der Modellberechnung für LFM Szenario 1b

5.2.1.2 Wiederablagerung des Rückstandes der Landfill Mining Szenarien 1a und 1b

Aufgrund unterschiedlicher Herausforderungen (*Kapitel 5.2.1*) wird nur eine Wiederablagerung der MVA-Schlacke < 4 mm (LFM Szenario 1a) und des Rückstandes des RENE-Verfahrens (LFM Szenario 1b) in Betracht gezogen. Nach *Becker et al. (2016)* ist die Wiederablagerung von rückgebautem Deponiematerial auf derselben Deponie möglich, sofern die Grenzwerte nach DepV der jeweiligen Deponieklasse eingehalten werden. Wie die Analysen nach DepV aus *Kapitel 4.6 Tabelle 4-21* und *Tabelle 4-22* zeigen ist eine Wiederablagerung auf einer DK II grundsätzlich möglich.

Auf dem Deponiegelände der MVA-Schlackedeponie in Offenbach eignet sich hierfür besonders der an der Basis abgedichtete Bereich mit einer Gesamtfläche von 18.000 m² (*Abbildung 5-6*). Bei einer Einbaudichte des feinfraktionierten Rückstandes der MVA-Schlacke von ca. 1,8 Mg/m³ sowie einer maximalen Endhöhe des Deponiekörpers von 22 m und einer Ablagerung von 647.660 Mg (LFM Szenario 1a) bzw. 628.230 Mg (LFM Szenario 1b), können ca. 60 Ma.-% des abzulagernden Rückstandes in diesem Bereich abgelagert werden. Dabei würden nur Kosten für den Einbau und Transport des Rückstandes anfallen. Die restlichen 40 Ma.-% müssten auf eine anderweitige Deponie der Klasse DK II abgelagert werden. Hierbei würden allerdings zuzüglich zu den Einbau- und Transportkosten noch Annahmegebühren anfallen. Um den gesamten Rückstand aus dem RENE-Verfahren auf der MVA-Schlackedeponie in Offenbach abzulagern, müsste ein Teil des Deponieabschnittes ohne Basisabdichtung mit einer Basisabdichtung nach dem heutigen Stand der Technik nachgerüstet werden.

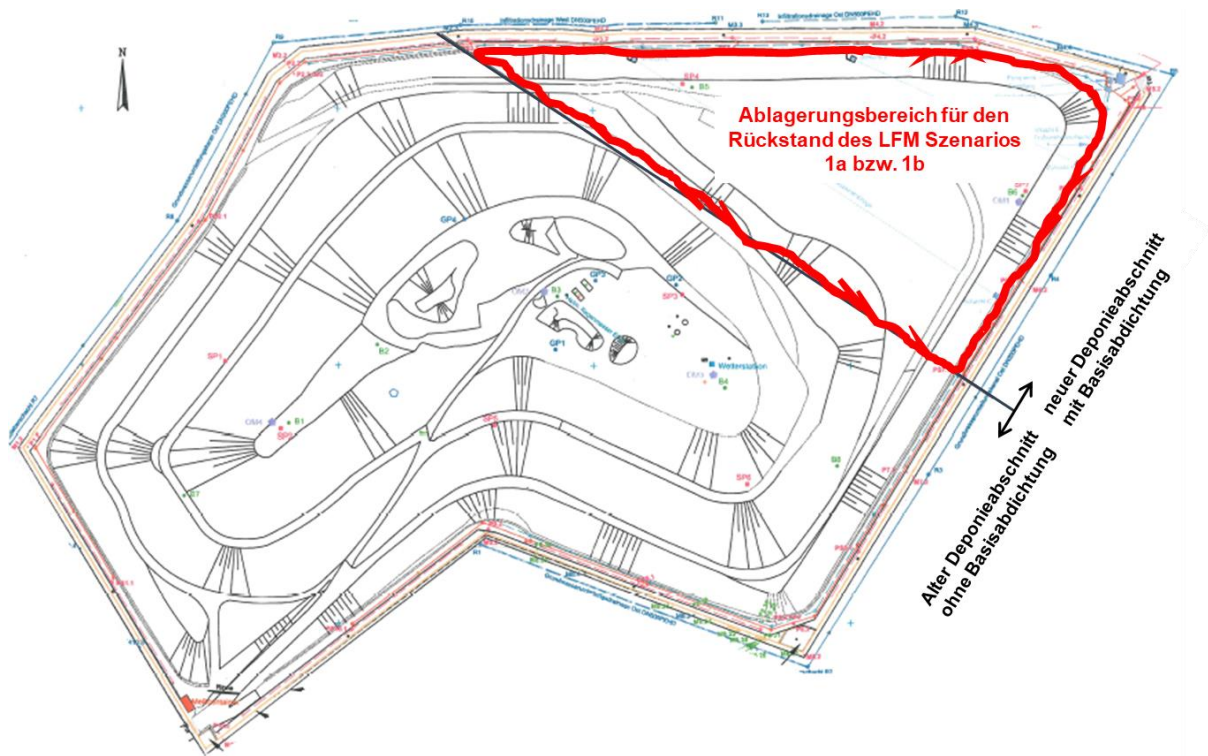


Abbildung 5-6: Ablagerungsbereich des Rückstandes der 1. und 2. Stufe des RENE-Verfahrens (628.230 Mg)

5.2.2 Optionale Landfill Mining Szenarien 2a - 2c

Bei den Versuchen zur Aufbereitung der MVA-Schlacke im Technikumsmaßstab der STORK Umweltdienste GmbH und der TU-Clausthal wurden unter Einsatz konventioneller Technik gewisse Mengen an Fe- und NE-Metallen auch im groben Materialstückbereich (> 4 mm) separiert. Die separierten Wertmetallmengen und Qualitäten sind aber aufgrund der langen Ablagerung und der Alterations- bzw. Verwitterungsprozesse der MVA-Schlacke nicht vergleichbar mit denen aus der Aufbereitung „frischer“ MVA-Schlacken. Es kann aber davon ausgegangen werden, dass die Aufbereitung der rückgebauten MVA-Schlacke in bestehenden dezentralen Aufbereitungsanlagen, die mit der in *Kapitel 2.3.1* beschriebenen Technik ausgestattet sind, durchgeführt werden kann, sofern die Kapazitäten für die anfallenden Mengen vorhanden sind.

Aufgrund der günstigen Lage der MVA-Schlackedeponie Offenbach zur Aufbereitungsanlage für Rostschlacken und Straßenkehrschutt der Rhein-Main Deponie GmbH in Flörsheim-Wicker (Entfernung ca. 40 km) – betrieben durch die Frankfurter Entsorgungs- und Service GmbH – ist eine Mitbehandlung der rückgebauten MVA-Schlacke dort denkbar. Hierzu sind die *Tabelle 5-6* dargestellten unterschiedlichen Vorgehensweisen in Erwägung zu ziehen.

Tabelle 5-6: Optionale LFM Szenarien 2a bis 2c

Szenario	Beschreibung
2a	Mitbehandlung der grobfractionierten MVA-Schlacke in der Aufbereitungsanlage Flörsheim-Wicker und Wiederablagerung der feinfractionierten MVA-Schlacke
2b	Mitbehandlung der kompletten MVA-Schlacke in der Aufbereitungsanlage Flörsheim-Wicker
2c	Mitbehandlung der grobfractionierten MVA-Schlacke in der Aufbereitungsanlage Flörsheim-Wicker und Anwendung des RENE-Verfahrens für die feinfractionierte MVA-Schlacke

Die MVA-Schlackenaufbereitungsanlage ist für ca. 500.000 Mg/a ausgelegt mit einer Sortierleistung von ca. 125 Mg/h. In den vergangenen Jahren wurden durchschnittlich 395.174,48 Mg Rost-, Kesselaschen und Schlacken aus den vier im Rhein-Main-Gebiet betriebenen Verbrennungsanlagen (Frankfurt, Mainz, Offenbach, Darmstadt) und der Anlage in Mannheim aufbereitet (*Tabelle 5-7*). Bei der Aufbereitung wird das Input-Material in Rostschlacke, Fe-Fraktion und NE-Fraktion in unterschiedlichen Siebschnitten separiert (*Tabelle 5-8*). Die Rostschlacke, welche am Ende des Aufbereitungsprozesses überwiegend aus mineralischen Bestandteilen besteht, kommt vornehmlich im Deponiebau zum Einsatz. Die Fe- und NE-Fraktion wird an unterschiedliche Unternehmen im Bereich des Metallhandels – vorrangig Stahl- und NE-Metalle – für eine Weiterverarbeitung weitergegeben.

Tabelle 5-7: Input-Material in die MVA-Schlackenaufbereitungsanlage Rhein-Main Deponie GmbH (Bachmann, 2018)

Jahr	Behandelte Menge [Mg/a]
2013	422.645,70
2014	421.399,24
2015	400.668,81
2016	381.483,21
2017	349.675,45

Tabelle 5-8: Erzeugte Siebschnitte bei der Aufbereitung von Rost-, Kesselaschen sowie Schlacken in der MVA-Schlackenaufbereitungsanlage Rhein-Main Deponie GmbH sowie die Ausbringungsmengen von 2016 und 2017 (Bachmann, 2018)

Fraktion	Siebschnitt [mm]	Stoffliche Verwertung [%]	
		2016	2017
Mineralische Fraktion	< 4	2,87	0
	4 - 10	1,22	0
	0 - 10	64,65	59,89
	>10	12,36	10,27
Fe-Fraktion	>300	0,34	0,28
	40 - 300	3,93	3,41
	>40	2,33	2,28
NE-Fraktion	< 4	0	0,03
	4 - 6	0,50	0,56
	6 - 60	1,05	1,10
	> 60	0,24	0,20

Das optionale LFM Szenario 2a beschreibt die Mitbehandlung der grobfractionierten MVA-Schlacke (> 4mm) in der Aufbereitungsanlage Flörsheim-Wicker und die Wiederablagerung der feinfractionierten MVA-Schlacke. Hierbei kommt es nach dem Aushub der MVA-Schlacke zu einer – wie in den LFM Szenarien 1a und 1b beschrieben – Vorabsiebung der MVA-Schlacke auf dem Deponiegelände. Dabei

kann ebenfalls ein mobiles Sieb Verwendung finden. Die Siebschnitte müssten hierbei den in der Aufbereitungsanlage verwendeten Siebschnitten angepasst werden, um die optimale Aufbereitung und Separation der grobfractionierten MVA-Schlacke gewährleisten zu können. Durch die sehr groß gewählten Siebschnitte in der Aufbereitungsanlage für die Separation der Fe-Fraktion und der eher feinkörnigen MVA-Schlacke aus der Deponie Offenbach, wird es voraussichtlich zu einer sehr geringen Ausbringungsmenge in der Fe-Fraktion kommen. Aufgrund der fehlenden Datengrundlage bezüglich der MVA-Schlacke oberhalb der Materialstückgröße von 31,5 mm können die Ausbringungsmenge und die Qualität hierbei nicht abgeschätzt werden. Die Wiederablagerung der Rückstände bzw. der Feinfraktionierten MVA-Schlacke kann wie in *Kapitel 5.2.1.2* beschrieben erfolgen.

Die Mitbehandlung der kompletten MVA-Schlacke in der Aufbereitungsanlage Flörsheim-Wicker beschreibt das LFM Szenario 2b. Hierbei kommt es nach dem Aushub der MVA-Schlacke zum Transport der gesamten MVA-Schlacke in die Aufbereitungsanlage. Ebenfalls auf Grundlage der fehlenden Datengrundlage bezüglich der MVA-Schlacke oberhalb der Materialstückgröße von 31,5 mm können die Ausbringungsmenge und die Qualität hierbei nicht abgeschätzt werden. Durch die Aufbereitung des Feinanteils der MVA-Schlacke in der Aufbereitungsanlage Flörsheim-Wicker und der Abscheidung der NE-Fraktion bis < 4 mm kommt es zu einer höheren Ausbringungsmenge in der NE-Fraktion, bei gleichem Aufwand wie im Szenario 2a.

Das letzte optionale LFM Szenario 2c beschreibt die Mitbehandlung der grobfractionierten MVA-Schlacke (> 4mm) in der Aufbereitungsanlage Flörsheim-Wicker und die Aufbereitung der feinfraktionierten MVA-Schlacke mittels des RENE-Verfahrens. Hierbei kommt es nach dem Aushub der MVA-Schlacke zu einer Vorabsiebung auf dem Deponiegelände. Die grobfractionierte MVA-Schlacke wird anschließend zur Mitbehandlung in die Aufbereitungsanlage Flörsheim-Wicker transportiert und die feinfraktionierte MVA-Schlacke wird wie im LFM Szenario 1b dem RENE-Verfahren zugeführt. Die hierbei erzeugten Mengen an NE-Metallen und ihre Qualitäten gleichen denen aus dem LFM Szenario 1b (*Tabelle 5-5*).

Um eine genau Aussage zu den einzelnen Stoffströmen und ihrer Quantität und Qualität in den LFM Szenarien 2a bis 2c zu treffen, müsste die MVA-Schlacke zu Versuchszwecken mehrmals in der Aufbereitungsanlage Flörsheim-Wicker aufbereitet werden. Ebenfalls können dabei Optimierungsmöglichkeiten der einzelnen Aufbereitungsschritte analysiert werden, damit die Anlage die bestmöglichen Ergebnisse bei der vollständigen Aufbereitung der MVA-Schlacke der MVA-Schlackedeponie Offenbach liefert.

6 Ökonomische und ökologische Bewertung

6.1 Betrachtete Szenarien und Betrachtungsrahmen

Zur ökonomischen und ökologischen Bewertung des ganzheitlichen Rückbaus sowie der Aufbereitung der MVA-Schlacke aus der Schlackedeponie Offenbach wird die Kombination aus den LFM Szenarien 1a und 1b (*Kapitel 6.2*) herangezogen. Die Bewertung einer möglichen ökonomischen und ökologischen Vorteilhaftigkeit der LFM Szenarien 1a und 1b erfolgt anhand des Vergleichs mit einem Basisszenario, welches den Weiterbetrieb der Schlackedeponie Offenbach in der Nachsorgephase beschreibt. Als Startjahr des geplanten (fiktiven) LFM-Vorhabens wird das Jahr 2019 gewählt. Für die ökonomische Bewertung werden die LFM Szenarien 1a und 1b in drei Bereiche unterteilt:

- Vorkonditionierung,
- Aufbereitung der grobfractionierten MVA-Schlacke (> 4 mm),
- Aufbereitung der feinfractionierten MVA-Schlacke (< 4 mm).

Bei der Aufbereitung der feinfractionierten MVA-Schlacke mittels RENE-Verfahren wird nur die 1. und 2. Stufe betrachtet. Zwar kann die Kupferausbringung durch die 3. Stufe auf $> 85\%$ (*Kapitel 5.2.1.1 Tabelle 5-5*) erhöht werden, jedoch ist durch die bereits hohe Kupferausbringung von 73% in den ersten beiden Stufen das Durchlaufen der Feinfraction der 3. Stufe unter Berücksichtigung des entsprechenden Aufwandes und Chemikalieneinsatzes⁸ nicht unbedingt von Vorteil für das Gesamtergebnis. Trotz des Einsatzes von Prozesswasser in der 2. Stufe ist es wenig sinnvoll, die beiden ersten Stufen getrennt zu betrachten. Die Rückgewinnung der Metalle im feinen Materialstückbereich der MVA-Schlacke ist oberstes Ziel und ab einer Materialstückgröße von < 1 mm nur über eine nasse Prozessstufe zu erreichen. Das bei der Aufbereitung der MVA-Schlacke in der 2. Stufe des RENE-Verfahrens entstehende Prozesswasser, kann entweder als Löschwasser in der Rauchgasreinigung in der angrenzenden MVA-Anlage zum Einsatz kommen oder zusammen mit dem Sickerwasser der MVA-Schlackedeponie als Indirekteinleitung in die Abwasserbehandlungsanlage Frankfurt Niederrad gepumpt werden. Die hierzu benötigten Untersuchungen des Prozesswassers aus der 2. Stufe des RENE-Verfahrens waren nicht Gegenstand dieser Arbeit und wurden somit nicht weiterverfolgt.

In *Abbildung 6-1* sind die drei zu betrachtenden Bereiche der LFM Szenarien 1a und 1b abgebildet. Für eine bessere Übersicht wurde hierbei auf die Darstellung der Massenströme und der jeweiligen Outputströme verzichtet. Um die möglichen wirtschaftlichen Erfolgsaussichten abschätzen zu können, müssen folgende Einflussgrößen berücksichtigt werden:

- Investitionssumme für die Aufbereitungsanlagen,
- Zinsen,
- Personalkosten,
- Energiekosten,
- Materialkosten,
- Reparaturkosten,
- Versicherungskosten der Aufbereitungsanlagen,
- Erlöse der Metalle sowie der mineralischen Fraktion.

⁸ Bedarf an Ammonium 400 kg/Mg (3,6 €/kg) und Schwefel 1,3 kg/Mg (5 €/Mg) (Breitenstein, 2017b).

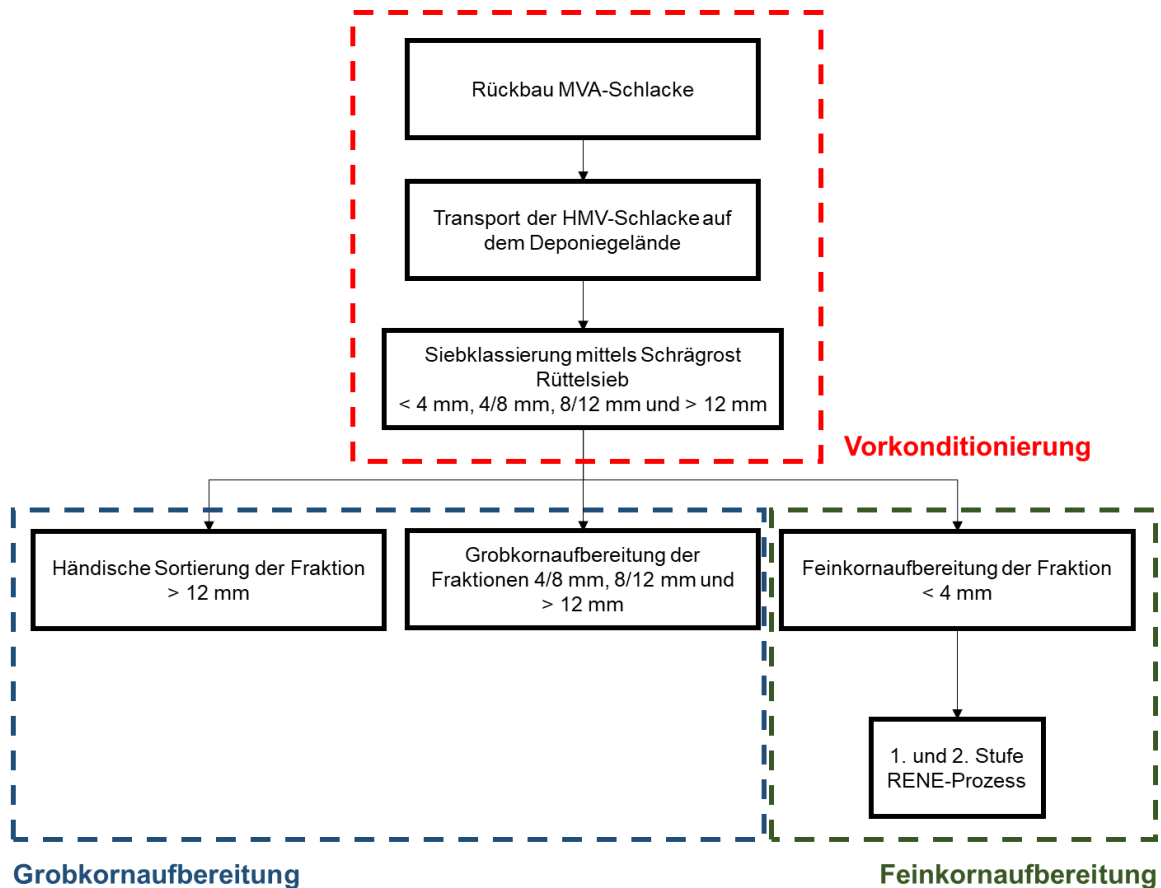


Abbildung 6-1: Betrachtungsbereiche für die ökonomische Bewertung der LFM Szenarien 1a und 1b

Für die ökonomische Bewertung wurden folgende Rahmenbedingungen festgelegt:

- Kosten für die Planung des Rückbaus sowie die Vorbereitung (historische Erkundung, Probebohrungen, Genehmigungen usw.) werden nicht berücksichtigt.
- Vereinfacht wird angenommen, dass die gesamte MVA-Schlackedeponie innerhalb von sechs Jahren zurückgebaut wird, da ein LFM in kurzer Zeit bevorzugt wird (Krüger et al., 2016).
- Für die Berechnung der Kapitalwerte wird ein Kalkulationszinssatz von 6 % angenommen, da der Besitzer der Deponie eine geringe Risikopräferenz und Profitorientierung besitzt.
- Die semi-mobil ausgeführte Aufbereitungsanlage besteht aus der Siebklassierung, Grobkorn-aufbereitung und Feinkornaufbereitung. Gemäß Abschreibungstabellen der Abfallentsorgungs- und Recyclingwirtschaft wurde für die Aufbereitungsanlage eine Abschreibungsdauer von sechs Jahren gewählt. Somit besteht kein Restwert von Anlagenteilen nach den 6 Jahren Rückbauzeit (BMF, 1995)
- Der Durchsatz, die Betriebszeit und die Anlagenverfügbarkeit der drei Betrachtungsbereiche sind in Tabelle 6-1 dargestellt.

Tabelle 6-1: Durchsatz, Betriebszeit und Anlagenverfügbarkeit der drei Betrachtungsbereiche

	Einheit	Vorkonditionierung	Grobkornaufbereitung	Feinkornaufbereitung
Durchsatz	Mg/h	105 ¹	40 ²	65 ³
Betriebszeit	h/d	8	8	8
	d/a	250	250	250
Anlagenverfügbarkeit	%	85	85	85

¹ Gesamtdurchsatz Vorkonditionierung 1.060.000 Mg

² Gesamtdurchsatz Grobkornaufbereitung 412.340 Mg

³ Gesamtdurchsatz Feinkornaufbereitung 648.100 Mg

- Die Vorkonditionierung und die Grobkornaufbereitung der MVA-Schlacke erfolgt auf dem Deponiegelände. Es wird angenommen, dass entsprechende Arbeitsflächen vorhanden sind.

- Es wird angenommen, dass die Feinkornaufbereitung der MVA-Schlacke mittels RENE-Verfahren ebenfalls auf dem Deponiegelände bzw. auf dem angrenzenden Gelände der Deponie durchgeführt wird. Hierfür anfallende mögliche Investitionskosten bezüglich der Stellfläche werden nicht betrachtet.
- Ebenfalls wird angenommen, dass Zwischenlager für erzeugte Outputströme auf dem Deponiegelände in ausreichendem Umfang zur Verfügung stehen.
- Die Personalkosten werden anhand des Tarifvertrages für den Öffentlichen Dienst im Bereich Entsorgung (TVöD-E) abgeschätzt. Hierfür wird ein Ingenieur in die Stufe E 13, ein Maschinenführer in die Stufe E 10 und ein Arbeiter in die Stufe E 7 eingestuft (*Öffentlicher Dienst, 2018*).
- Die benötigten Maschinen zum Abgraben und den Transport der MVA-Schlacke zu den Zwischenlagern und Endlagern auf dem Deponiegelände und den angrenzenden Flächen erfolgt mittels Schaufelbagger, Muldenkipper, Radlader und Förderbändern. Diese werden durch den Deponiebetreiber gestellt und in den Investitionskosten nicht berücksichtigt. Lediglich ihr Verbrauch an Treibstoff und elektrischer Energie werden in den variablen Kosten pro Jahr miteinkalkuliert.
- Für die Dauer des Rückbaus der MVA-Schlackedeponie Offenbach wurde auf die Berücksichtigung der inflationären Steigerung der Personalkosten sowie auf die Strompreis- und die Treibstoffkostenentwicklung verzichtet, da diese nur schwer kalkulierbar und abschätzbar sind.
- Auf Grund der fehlenden stofflichen Verwertungsmöglichkeiten für die feinfraktionierte MVA-Schlacke (< 4 mm) werden alle Reststoffe der LFM Szenarien 1a und 1b nur beseitigt. Hierbei wird angenommen, dass diese komplett auf dem basisabgedichteten Bereich der MVA-Schlackedeponie Offenbach abgelagert werden können und somit keine Annahmegebühren, sondern nur Kosten für den Transport und den Einbau anfallen.
- Erlöse aus einem möglichen Grundstücksverkauf werden nicht betrachtet. Zum einen aus dem Grund, dass die Reststoffe der LFM Szenarien 1a und 1b auf dem basisabgedichteten Bereich abgelagert werden und somit nur der nicht basisabgedichtete Bereich zur Verfügung stünde und zum anderen es mit hoher Wahrscheinlichkeit zu einer Altlastensanierung des nicht basisabgedichteten Bereiches vor einem möglichen Grundstücksverkauf kommt.
- Zur Berechnung der Investitionskosten und der variablen Kosten des RENE-Verfahrens wird auf die Basisannahmen aus *Breitenstein (2017b)* zurückgegriffen.

Zur Abschätzung der Investitionskosten (*Tabelle 6-2*) sowie der Energie- und Stoffstromkosten (*Tabelle 6-3*) für die benötigten Aggregate der Vorkonditionierung, Grobkorn- sowie Feinkornaufbereitung wurden Herstellerangaben verwendet bzw. auf Investitionskosten bezüglich des Scale-ups des RENE-Verfahrens aus *Breitenstein (2017b)* zurückgegriffen. Weitere technische Daten bezüglich der einzelnen Aggregate finden sich im *Anhang* unter der *Anlage 17* bis *Anlage 22*.

Für die Erlöse der Outputströme wurden verschiedenen Annahmen und Abschätzungen getroffen, da sie sich nur schwer kalkulieren lassen und sehr stark abhängig von den erzeugten Qualitäten sind. Aufgrund der sehr langen Ablagerungszeit und den dabei einhergehenden Alterationsprozessen kann ein Erlös von 25 €/Mg für die Fe- und NE-Fraktion erzielt werden (*Stork Umweltdienste GmbH, 2018b*). Die Erlöse für das Kupferkonzentrat aus dem RENE-Verfahren orientieren sich an *Breitenstein (2017)* und wurden auf 2.000 €/Mg abgeschätzt. Für das erzeugte Aluminiumkonzentrat des RENE-Verfahrens wurde ein Erlös von 500 €/Mg angenommen. Im Rahmen der Recherche zur Erlössituation von Recyclingbaustoffen aus der Aufbereitung von MVA-Schlacke sind – abhängig von der Qualität – prinzipiell Erlöse von ca. 3,50 €/Mg erzielbar (*Briese et al. (2014)*). Die Kosten für den Einbau jeglicher Rückstände auf dem basisabgedichteten Bereich der MVA-Schlackedeponie werden auf 7,50 €/Mg abgeschätzt.

Tabelle 6-2: Investitionskosten und spezifische Verbrauchsdaten für die drei Betrachtungsbereiche der ökonomischen Bewertung

Aggregat	Typ	Anzahl	Investitionskosten ohne USt. [€]	Verbräuche		
				Elektrische Energie [kWh/Mg]	Diesel [l/h]	Wasser [m³/Mg]
Vorkonditionierung						
Löffelbagger	CAT 352F	4	-		30	
Muldenkipper	CAT 772G	1	-		35	
Radlader	CAT 930 M	1	-		20	
Schrägrost Rüttelsieb	Powerscreen® Warrior 800	1	130.000¹		15	
Grobkornaufbereitung						
Förderband mit händi- scher Nachsortierung	-	1	11.000		5	
Kombinationsaggregat Magnetabscheider & Wirbelstromscheider	STEINERT FinesMaster	1	600.000²	0,63³	31,25⁴	
Feinkornaufbereitung 1. + 2. Stufe RENE-Verfahren						
Schwingsieb	-	1	3.480.000	0,09⁵		
Walzenmühle	-	1		4,29⁵		
Magnetscheider	-	1		0,03⁵		
Barrierewirbel-strom- scheider	-	1		0,08⁵		
Stabtrommelmühle	-	1		19,00⁵		
Nasssieb	-	1		0,09⁵		0,2⁵
Begleittechnik			1.980.000			

¹(C. Christophel GmbH, 2018)

²(STEINERT GmbH, 2018)

³Verbrauch an Strom bei einem Durchsatz von 40 Mg/h und 170 kWh Stromverbrauch.

⁴ Verbrauch an Diesel bei einem Verbrauch 250 l/d und 8 h/a.

⁵(Breitenstein, 2017b)

Tabelle 6-3: Energie- und Stoffstromkosten für die drei Betrachtungsbereiche der ökonomischen Bewertung

Fraktion	Kosten / Erlöse	Einheit	Preis	Quelle
Input Fraktion				
Diesel	Kosten	€/l	1,26	Statista GmbH (2018a)
Strom	Kosten	€/kWh	0,09 ¹	Statista GmbH (2018c)
Wasser	Kosten	€/m³	2,35	Eigenbetrieb Stadtwerke Flörsheim am Main (2018)
Output Fraktion				
Grobkornaufbereitung				
Fe-Fraktion	Erlöse	€/Mg	25	Stork Umweltdienste GmbH (2018b)
NE-Fraktion	Erlöse	€/Mg	25	Stork Umweltdienste GmbH (2018b)
Mineralik	Erlöse	€/Mg	3,50	Abgeschätzt nach Briesse et al. (2014)
Feinkornaufbereitung 1. + 2. Stufe RENE-Verfahren				
Kupferkonzentrat	Erlöse	€/Mg	2.000	Abgeschätzt nach Breitenstein (2017b)
Aluminiumkonzentrat	Erlöse	€/Mg	500	Abgeschätzt nach EUWID (2018)
Wiederablagerung von Rückständen aus den Aufbereitungsschritten				
Rückstände	Kosten	€/Mg	7,50	Breitenstein (2017b)

¹ ohne auferlegte Stromsteuer für industrielle Kunden.

Die ökologische Bewertung der LFM Szenarien 1a und 1b erfolgt innerhalb des definierten Bilanzierungsrahmens (Abbildung 6-2). Hierbei ist die Vorkonditionierung der MVA-Schlacke (Ausgraben, Transport, Umladen, Siebklassierung) nicht Bestandteil der Betrachtung.

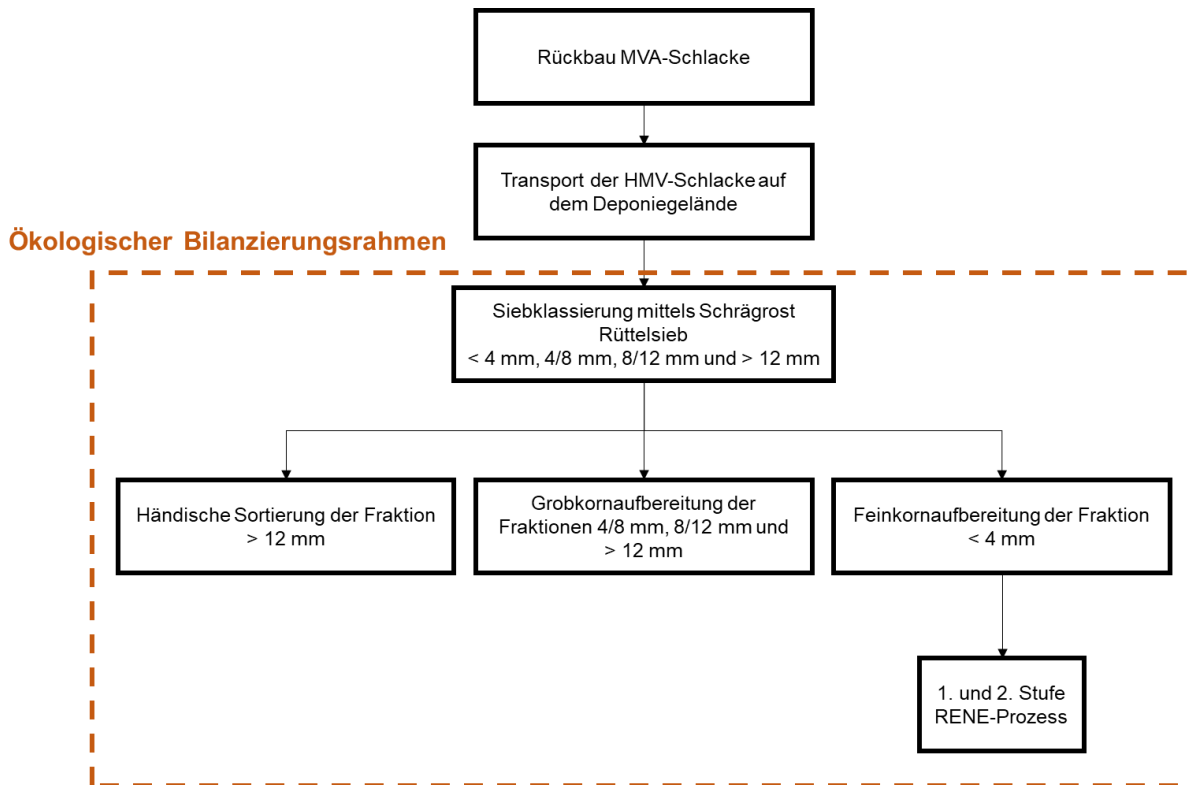


Abbildung 6-2: Bilanzierungsrahmen der ökologischen Betrachtung der LFM Szenarien 1a und 1b

Für die ökologische Bewertung wurden folgende Rahmenbedingungen festgelegt:

- Der allgemeine Rückbau ist nicht Bestandteil der ökologischen Bewertung.
- Die Herstellung der einzelnen Aggregate der Grobkorn- und Feinkornaufbereitung sowie deren Entsorgung bzw. Verwertung nach Ablauf der Nutzungsdauer werden nicht bilanziert.
- Rohrleitungen, Pumpen und Förderbänder sowie Prozesswassertanks der Grob- und Feinkornaufbereitung werden in der ökologischen Bewertung nicht betrachtet.
- Die Anlieferung und Errichtung der Anlagenteile der Grobkorn- bzw. Feinkornaufbereitung und der Transport der MVA-Schlacke innerhalb der Aufbereitungsanlage mittels Radlader oder Förderbändern werden in der ökologischen Betrachtung nicht berücksichtigt.
- Innerhalb der Betriebsphase des Rückbaus der MVA-Schlackedeponie resultieren Umweltbelastungen aus dem Verbrauch von elektrischer Energie, Treibstoff und Wasser.
- Der Verbrauch von Hilfsstoffen wie Schmierfett oder Öl wird nicht mit bilanziert.
- Die mögliche Rückführung von unverbrannten Materialien aus der MVA-Schlacke in eine MVA-Anlage und daraus resultierenden Gutschriften werden aufgrund der geringen Menge (*Kapitel 5.2.1.1 Abbildung 5-4 und Abbildung 5-5*) nicht berücksichtigt.
- Die stoffliche Verwertung der grob- und feinfractionierten Mineralik substituiert den Abbau von Primärrohstoffen und stellt eine Gutschrift dar.
- Die stoffliche Verwertung der abgetrennten Metalle stellt eine Gutschrift dar.
- Die Entsorgung bzw. Wiederablagerung von anfallenden Reststoffen erfolgt auf dem Deponiegelände der MVA-Schlackedeponie Offenbach (*Kapitel 5.2.1.2*) und wird als Last berücksichtigt.

Basisszenario

Für die Bewertung einer möglichen ökonomischen und ökologischen Vorteilhaftigkeit der LFM-Szenarien 1a und 1b wird zum Vergleich ein Basisszenario herangezogen. Dieses beschreibt den Weiterbetrieb der Nachsorge nach § 11 und § 12 DepV der MVA-Schlackedeponie in Offenbach bis zu dem Zeitpunkt, zu dem die zuständige Behörde nach § 40 Abs. 5 KrWG den Abschluss der Nachsorgephase der MVA-Schlackedeponie feststellt (DepV, 2009; KrWG, 2017).

Hierfür wird angenommen, dass die MVA-Schlackedeponie nach dem Aufbringen und der Abnahme der Oberflächenabdichtung sowie der Rekultivierung seit dem Jahr 2013 sich in der Nachsorgephase befindet. Für die Nachsorgephase wird eine allgemeine Laufzeit von 30 Jahren angenommen. In der Nachsorgephase erfolgen Langzeitsicherungsmaßnahmen und Umweltkontrollen des Deponiekörpers und dessen Verhalten gemäß § 5 der Deponieeigenkontroll-Verordnung (Verordnung über die Eigenkontrolle von oberirdischen Deponien - DEKVO) und § 6 der Verordnung über die Eigenkontrolle von Abwasseranlagen (Abwassereigenkontrollverordnung – EKVO) (DEKVO, 2010; EKVO, 2010).

In *Anhang* in der *Anlage 23* sind alle Eigenkontrollmaßnahmen der MVA-Schlackedeponie Offenbach aufgelistet. Sie dienen der Überführung der MVA-Schlackedeponie in einen Zustand, bei dem dauerhaft keine Beeinträchtigung des Wohles der Allgemeinheit – im Sinne des KrWG bzw. der DepV – mehr erfolgen kann. Hierbei sollen schlussendlich keine technischen bzw. betrieblichen Maßnahmen mehr erforderlich sein, um diesen Zustand dauerhaft zu gewährleisten. Für die Nachsorgephase wurden insgesamt 10,2 Mio. € während der Ablagerungsphase zurückgestellt (Bachmann, 2019).

6.2 Integrierte Stoffstromanalyse der Input- und Outputströme der Landfill Mining Szenarien 1a und 1b

Für die Analyse der Inputstoffströme wurden die benötigten Energieträger sowie Treibstoff für den Rückbau und die Aufbereitung der 1.060.000 Mg abgelagerten MVA-Schlacke erfasst. Die Berechnungsgrundlage der einzelnen Verbräuche befindet sich im *Anhang* unter der *Anlage 24*. Insgesamt werden für die Umsetzung der Landfill Mining Szenarien 1a und 1b 2.307.750 l Diesel, 13.030.981 kWh Strom und 129.532 m³ Wasser benötigt. Des Weiteren entstehen bei der Vorkonditionierung sowie bei der Grobkornaufbereitung und Feinkornaufbereitung mittels 1. und 2. Stufe des RENE-Verfahrens CO₂-Emissionen. Für die Berechnung der entstehenden CO₂-Emissionen der LFM Szenarien 1a und 1b wurde ein Ausstoß von 2,91 kg_{CO2}/l_{Diesel} und 0,489 kg_{CO2}/kWh_{Strom} angenommen (UBA, 2018). Insgesamt werden somit 13.088 Mg CO₂ (Tabelle 6-5) durch den Rückbau und die Aufbereitung der MVA-Schlacke freigesetzt.

Tabelle 6-4: Gesamtbedarf an elektrischer Energie, Diesel und Wasser der drei Betrachtungsbereiche der ökonomischen Bewertung

Aufbereitungsschritt	benötigte Energieträger/Treibstoff			
	Diesel	Elektrische Energie		Wasser
	[l]	[kWh]	[GWh]	[m ³]
Vorkonditionierung	1.938.000			
Grobkornaufbereitung	369.750	259.774	0,26	
Feinkornaufbereitung 1. + 2. Stufe RENE-Verfahren		12.771.207	12,77	129.620
Summe	2.307.750	13.030.981	13,03	129.620

Tabelle 6-5: Berechnung der durch den Rückbau und die Aufbereitung der MVA-Schlacke entstehenden CO₂-Emissionen der drei Betrachtungsbereiche der ökonomischen Bewertung

Aufbereitungsschritt	Verbrauch	Gesamtverbrauch	CO ₂ -Emissionen
Vorkonditionierung	Diesel	1.938.000 l	5.640 Mg
	Diesel	369.750 l	
Grobkornaufbereitung	Elektrische Energie	259.774 kWh	1.203 Mg
Feinkornaufbereitung 1. + 2. Stufe RENE-Verfahren	Elektrische Energie	12.771.207 kWh	6.245 Mg
Summe			13.088 Mg

Die erzeugten Outputströme durch den Rückbau und die Aufbereitung setzten sich aus den verschiedenen Wertmetallfraktionen sowie dem mineralischen Rückstand für eine stoffliche Verwertung als Recyclingbaustoff und dem Rückstand aus der Feinkornaufbereitung der 1. und 2. Stufe des RENE-Verfahrens zusammen (Tabelle 6-6). Letzterer wird einer Wiederablagerung auf dem Deponiegelände zugeführt.

Tabelle 6-6: Outputmassen der drei Betrachtungsbereiche der ökonomischen Bewertung

Aufbereitungsschritt	[Mg]
Vorkonditionierung	
Störstoffe (aus Vorkonditionierung und händischer Sortierung)	18.020
Grobkornaufbereitung	
Fe-Fraktion	23.638
NE-Fraktion	4.028
Mineralischer Rückstand	381.754
Feinkornaufbereitung 1. + 2. Stufe RENE-Verfahren	
Kupferkonzentrat	4.034
Aluminiumkonzentrat	957
Rückstand	628.230

6.3 Ökonomische Bewertung

Für die Berechnung der ökonomischen Vorteilhaftigkeit eines LFM Szenarios wurde aus mehreren Gründen auf die Kapitalwertmethode zurückgegriffen. Die Kapitalwertmethode stellt eine Zusammenfassung aller des Investitionsprojektes betreffenden Zahlungsströme dar und ermöglicht somit die Berechnung des ökonomischen Totalerfolges einer Handlungsoption und ebenso eine relative Vorteilhaftigkeit gegenüber vergleichbaren Handlungsoptionen.

Die jährlichen anfallenden Kosten differenzieren sich nach Fixkosten (Investitionskosten) und variablen Kosten. Die variablen Kosten bestehen aus Personalkosten und Betriebs-, Wartungs- bzw. Reparaturkosten (Tabelle 6-7). Die Berechnungsbasis der einzelnen Kostensätze befindet sich im *Anhang* unter der *Anlage 25* und *Anlage 26*.

Tabelle 6-7: Investitionskosten und prozessbedingte Zahlungen des sechsjährigen Rückbaus der MVA-Schlackedeponie Offenbach (LFM Szenario 1a und 1b)

	Einheit	Investitionskosten	Prozessbedingte Kosten / Zahlungen	
			Personalkosten	Betriebs-, Wartungs- bzw. Reparaturkosten
LFM Szenario 1a				
Vorkonditionierung	€	130.000	860.400	2.504.280
Grobkornaufbereitung	€	611.000	1.292.400	846.811
Summe	€	741.000	2.152.800	3.351.091
LFM Szenario 1b				
Vorkonditionierung	€	130.000	860.400	2.504.280
Grobkornaufbereitung	€	611.000	1.292.400	846.811
Feinkornaufbereitung 1. + 2. Stufe RENE-Verfahren	€	5.460.000	1.188.000	2.305.472
Summe	€	6.202.000	3.340.800	5.656.563

Für die einzelnen Outputströme der Aufbereitung der MVA-Schlacke können die in *Tabelle 6-8* – mit den Annahmen aus *Tabelle 6-3* – dargestellten Erlöse bzw. Kosten erzielt werden.

Tabelle 6-8: Erlöse und Kosten der Outputströme aus der Aufbereitung der LFM Szenarien 1a und 1b

Aufbereitungsschritt	[Mg]	Erlöse [€]	Kosten [€]
LFM Szenario 1a			
Grobkornaufbereitung			
Fe-Fraktion	23.638	590.950	
NE-Fraktion	4.028	100.700	
Mineralischer Rückstand	381.754	1.336.139	
Wiederablagerung	647.660		4.857.450
Summe		2.027.789	4.857.450
LFM Szenario 1b			
Grobkornaufbereitung			
Fe-Fraktion	23.638	590.950	
NE-Fraktion	4.028	100.700	
Mineralischer Rückstand	381.754	1.336.139	
Feinkornaufbereitung 1. + 2. Stufe RENE-Verfahren			
Kupferkonzentrat	4.034	8.068.000	
Aluminiumkonzentrat	957	478.500	
Rückstand	628.230		4.711.725
Summe		10.574.289	4.711.725

6.3.1 Ergebnis der ökonomischen Bewertung der LFM Szenarien 1a und 1b

Auf Basis der zuvor beschriebenen Daten und Annahmen sind die Kapitalwerte der beiden LFM Szenarien 1a und 1b sowie die Kosten der Deponiestillegung und -nachsorge (DSN) bei einem Start des geplanten (fiktiven) LFM-Vorhabens in 2019 und einer Restlaufzeit der Nachsorgephase von 24 Jahren für die MVA-Schlackedeponie Offenbach bestimmt worden. In *Abbildung 6-3* sind die Ergebnisse der Kapitalwertmethode der LFM Szenarien 1a und 1b den Kosten der DSN für die restlichen 24 Jahre Nachsorgephase gegenübergestellt. Für die LFM Szenarien 1a und 1b sind die Kapitalwerte (Balken „Gesamt“) gleichzeitig in die verschiedenen prozessbedingten Zahlungen sowie die Erlöse aus der Aufbereitung aufgeschlüsselt dargestellt.

Aus der *Abbildung* ist zu erkennen, dass das LFM Szenario 1a mit -6.615.825 € einen höheren Kapitalwert aufweist als das LFM Szenario 1b mit -8.410.910 €. Der Grund hierfür liegt darin, dass zwar mit dem LFM Szenario 1b durch den Einsatz des RENE-Verfahrens im Vergleich zum LFM Szenario 1a um ein Vielfaches höhere Erlöse erzielt werden können, aber gleichzeitig viel höhere Investitionskosten und damit verbundene prozessbedingte Zahlungen anfallen. Beide LFM Szenarien haben keine absolute Vorteilhaftigkeit, da sie keinen Kapitalwert > 0 aufweisen. Aber unter den getroffenen Randbedingungen für die MVA-Schlackedeponie Offenbach besitzt das LFM Szenario 1a gegenüber dem LFM Szenario 1b und dem Basisszenario (Kosten DSN) eine relative Vorteilhaftigkeit aus ökonomischer Sicht.

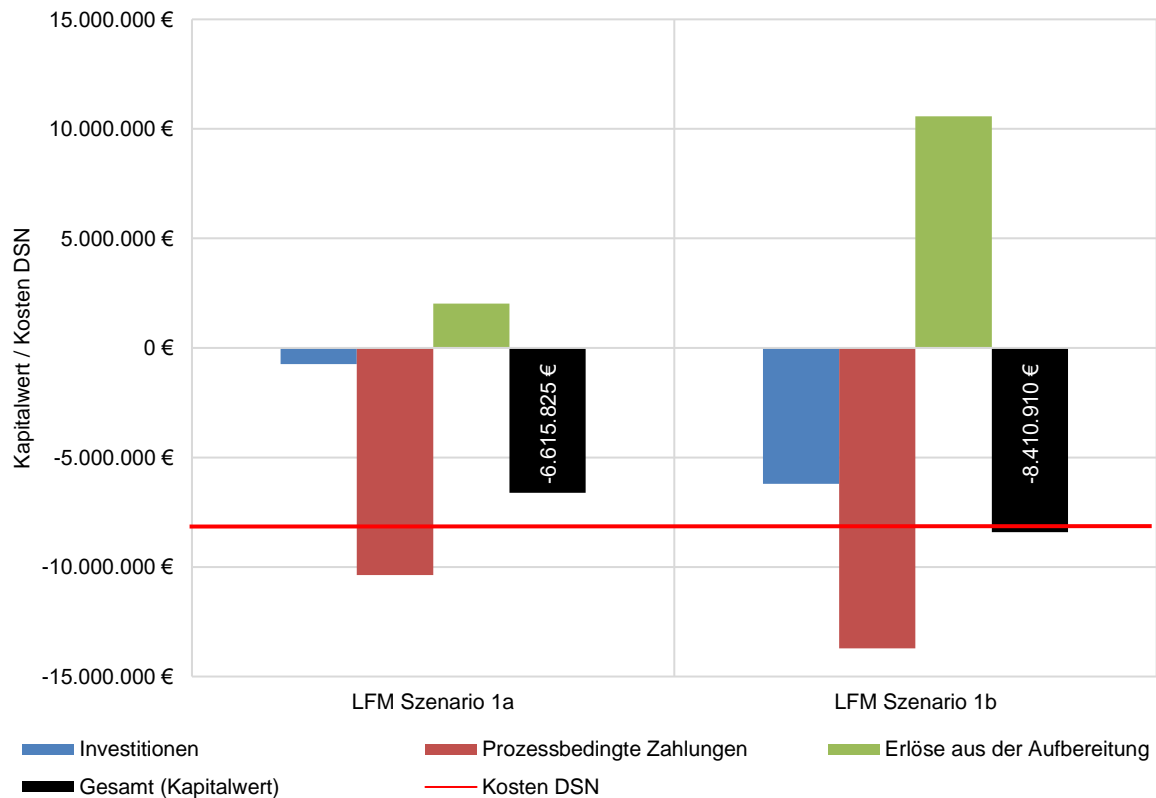


Abbildung 6-3: Kapitalwerte und zugehörige Zahlungskategorien der LFM Szenarien 1a und 1b für das fiktive LFM-Vorhaben mit Start im Jahr 2019 im Vergleich mit den anfallenden Zahlungen der Deponiestillegung und -nachsorge für die MVA-Schlackedepone Offenbach

6.3.2 Sensitivitätsanalyse

Der Einfluss der wichtigsten Parameter auf das Ergebnis der ökonomischen Betrachtung lässt sich über eine Sensitivitätsanalyse quantifizieren und somit bestimmen wie sich die Variation eines bestimmten Parameters auf die Vorteilhaftigkeit der LFM Szenarien gegenüber der DSN auswirkt. Hierbei wird ein möglicher Wertebereich der Parameter in einer Min-Max-Betrachtung abgedeckt. Als wichtige Parameter lassen sich aus den vorangegangenen Ergebnissen der ökologischen Betrachtung die Qualität bzw. Quantität der erzeugten Stoffströme, besonders die der Metalle, identifizieren. Für die Sensitivitätsanalyse der ökonomischen Betrachtung werden dementsprechend die metallischen Stoffströme, wie in *Tabelle 6-9* dargestellt, als „Wertstoffgehalt hoch (WSG hoch)“ und „Wertstoffgehalt niedrig (WSG niedrig)“ variiert. Ebenfalls einbezogen in die Sensitivitätsanalyse werden die zu erzielenden Preise der einzelnen Stoffströme (*Tabelle 6-9*), als „hoher Wertstoffpreis (WSP hoch)“ und „Wertstoffpreis niedrig (WSP niedrig)“.

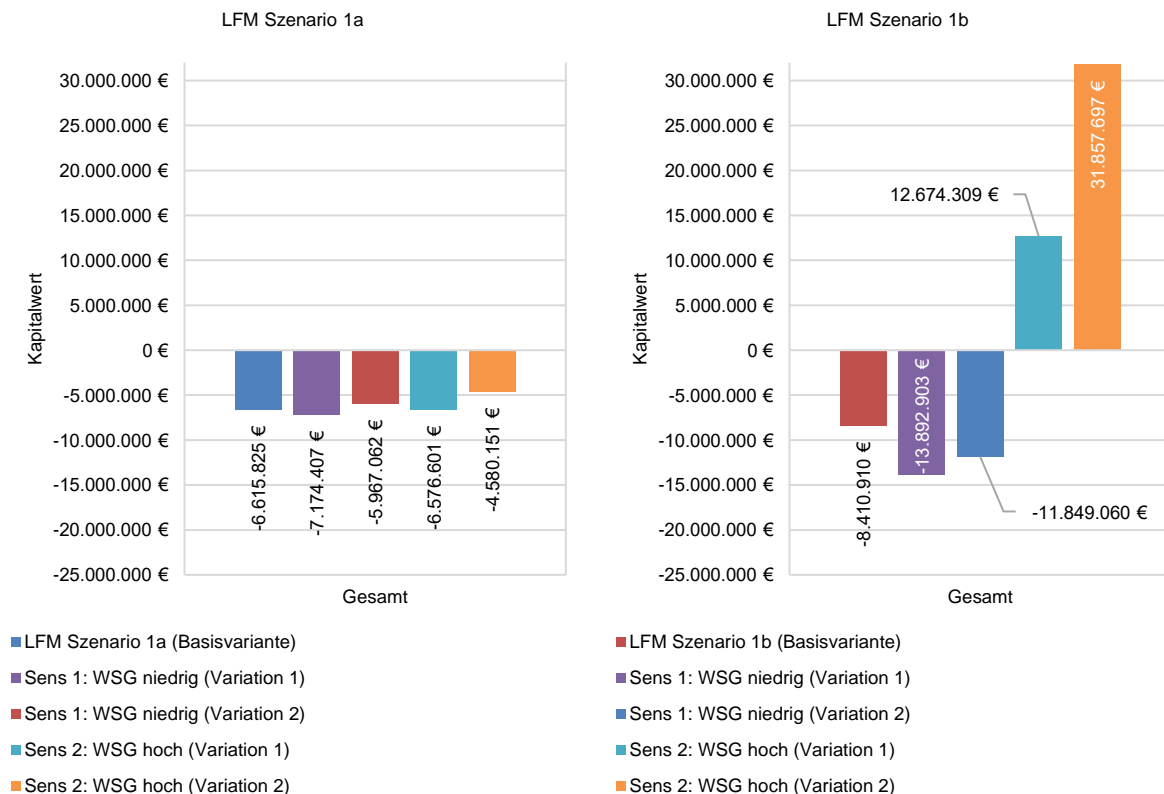
Tabelle 6-9: Variation der Sensitivität der metallischen Stoffströme für die LFM Szenarien 1a und 1b

	Stoffstrom	Beschreibung		
		Basisvariante (Anteil von 1 Mg MVA-Schlacke)	Sensitivität 1 WSG niedrig	Sensitivität 2 WSG hoch
LFM Szenario 1a	Fe-Fraktion	2,23 %	1,5 %	6 %
	NE-Fraktion	0,38 %	0,1 %	2 %
	Mineralik	36,01 %	37,02 %	30,62 %
LFM Szenario 1b	Fe-Fraktion	2,23 %	1,5 %	6 %
	NE-Fraktion	0,38 %	0,1 %	2 %
	Cu-Konzentrat	0,38 %	0,1 %	2 %
	Al-Konzentrat	0,09 %	0,02 %	1,5 %
	Mineralik	36,01 %	37,02 %	30,62 %

Tabelle 6-10: Variation der Preise der erzeugten Stoffströme für die LFM Szenarien 1a und 1b

	Stoffstrom	Beschreibung		
		Basisvariante	Variation 1	Variation 2
			WSP niedrig	WSP hoch
LFM Szenario 1a	Fe-Fraktion	25 €/Mg	15 €/Mg	35 €/Mg
	NE-Fraktion	25 €/Mg	15 €/Mg	35 €/Mg
	Mineralik	3,50 €/Mg	2,5 €/Mg	6 €/Mg
LFM Szenario 1b	Fe-Fraktion	25 €/Mg	15 €/Mg	35 €/Mg
	NE-Fraktion	25 €/Mg	15 €/Mg	35 €/Mg
	Cu-Konzentrat	2.000 €/Mg	1.500 €/Mg	2.500 €/Mg
	Al-Konzentrat	500 €/Mg	400 €/Mg	600 €/Mg
	Mineralik	3,50 €/Mg	2,5 €/Mg	6 €/Mg

Die Abbildung 6-4 zeigt das Ergebnis der Sensitivitätsanalyse bezüglich der ökologischen Bewertung der zwei LFM Szenarien. Für das LFM Szenario 1a wird ersichtlich, dass auch mit der Sensitivität „WSG hoch“ und der Variation „WSP hoch“ keine absolute Vorteilhaftigkeit vorliegt. Erst durch die Mitbehandlung der Feinfraktion im LFM Szenario 1b und dem höher liegenden Wertstoffgehalten (Sensitivität „WSG hoch“) kann ein positiver Kapitalwert von 12.674.309 € und somit eine absolute Vorteilhaftigkeit erzielt werden. Durch eine Steigerung der Erlöse mittels der Variation „WSP hoch“ kann dieser für das LFM Szenario 1b noch auf 31.857.697 € gesteigert werden.


Abbildung 6-4: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse des LFM Szenarios 1a und 1b

6.3.3 Schlussfolgerungen der ökonomischen Bewertung

Die Analysen zur ökonomischen Bewertung zeigen deutlich, dass ein Rückbau der MVA-Schlackedeponie Offenbach unter den gewählten Randbedingungen aus ökonomischer Sicht zum jetzigen Zeitpunkt nicht sinnvoll erscheint, da keine absolute Vorteilhaftigkeit durch die beiden LFM Szenarien besteht. Einen wesentlichen Einfluss auf die ökonomische Vorteilhaftigkeit der Rückbaumaßnahme hat die Aufbereitung der feinfraktionierten MVA-Schlacke. Durch die Sensitivitätsanalyse konnte nachgewiesen werden, dass im LFM Szenario 1b eine absolute Vorteilhaftigkeit sich einstellt, sollten die zu

erzielenden Preise, für die Konzentrate des RENE-Verfahrens sich nur minimal erhöhen. Durch die Sensitivitätsanalyse wird die Aussage aus *Kapitel 6.4.1*, dass ambitionierte Aufbereitungsverfahren und Verwertungsvarianten (LFM Szenario 1b) bessere Ergebnisse erzielen als die einer einfachen, dem Stand der Technik, entsprechenden Variante (LFM Szenario 1a), untermauert.

Um eine genauere Analyse der ökonomischen Bewertung eines Rückbaus der MVA-Schlackedeponie Offenbach durchführen zu können, müssen die Teilaspekte der Deponieöffnung und des Transportes der MVA-Schlacke, die im Rahmen dieser ökonomischen Bewertung nicht betrachtet wurden, Berücksichtigung finden. Ebenfalls müssen die zurückgestellten Kosten besser aufgeschlüsselt werden, um den gesamten Kapitalwert der DSN zu ermitteln und somit die LFM Szenarien besser mit der Deponiestillegung und –nachsorge zu vergleichen. Auch konnten die Auswirkungen bezüglich der Schaffung von neuem Deponievolumen bzw. neuer Flächen für eine höherwertige Nutzung nicht diskutiert werden, da hierfür der Bilanzrahmen erweitert werden müsste.

6.4 Ökologische Bewertung

Wie in *Kapitel 3.6.2* beschrieben, richtet sich der Umfang der ökobilanziellen Bewertung nach der festgelegten Zielstellung. Im Rahmen dieser Arbeit stand der Vergleich der betrachteten Aufbereitungsszenarien aus ökologischer Sicht für die rückgebaute MVA-Schlacke im Vordergrund, um über das Aufwand-/Nutzenverhältnis das optimale Szenario zu identifizieren. Ebenfalls sollten wichtige Parameter herausgearbeitet werden, welche über die ökologische Vorteilhaftigkeit der Szenarien entscheiden. Schlussendlich wurde auch der Weiterbetrieb der MVA-Schlackedeponie Offenbach als Basiszenario ökologisch bewertet und den einzelnen Wirkungskategorien den LFM Szenarien 1a und 1b gegenübergestellt. Die Lasten aus dem Weiterbetrieb setzten sich aus den Lasten für die Emissionen sowie dem Energieaufwand (Transport und Einbau der MVA-Schlacke) der deponierten MVA-Schlacke und der Reinigung des Gesamtsickerwassers zusammen, welches in die Abwasserreinigungsanlage (ARA) Frankfurt Niederrad geleitet wird. Für die Berechnung wird angenommen, dass 35 % des insgesamt anfallenden Sickerwassers, der übrige Anteil kommt in die MVA Offenbach zum Ablöschen der MVA-Rohschlacke zum Einsatz. Wie schon bei der ökonomischen Bewertung wird davon ausgegangen, dass in beiden LFM Szenarien alle Rückstände, die keiner Verwertung zugeführt werden können, auf dem mit einer Basisabdichtung versehenen Deponieabschnitt abgelagert werden (*Kapitel 5.2.1.2*). Die gewählte funktionelle Einheit für die ökobilanzielle Betrachtung ist die Aufbereitung von 1 Mg MVA-Schlacke. Die ökobilanzielle Bewertung der LFM Szenarien 1a und 1b erfolgt anhand der drei Wirkungskategorien Treibhauspotenzial, Versauerungspotenzial und kumulierter Energieaufwand. Diese Kategorien beschreiben die ökologische Auswirkung von Abfallwirtschaftssystemen effektiv. Im *Anhang* in der *Anlage 27* sind die verwendeten Datensätze der ökologischen Bewertung zusammengefasst. Als Grundlage für die Berechnung der Lasten und Gutschriften der drei Wirkungskategorien wurden die in *Tabelle 6-11* dargestellten Daten verwendet.

Tabelle 6-11: Datenbasis für die Berechnung der Ökobilanziellen Betrachtung der LFM Szenarien 1a und 1b

Datenbasis (bezogen auf 1 Mg MVA-Schlacke)		
LFM Szenario 1a	Dieselvebrauch	1,04 l/Mg
	Stromverbrauch	0,63 kWh/Mg
	Fe-Fraktion	2,2 %
	NE-Fraktion	0,38 % (90 % Al und 10 % Cu)
	Mineralische Fraktion	36,0 %
	Wiederablagerung	61,1 %
LFM Szenario 1b	Dieselvebrauch	1,04 l/Mg
	Stromverbrauch	24,21 kWh/Mg
	Wasserverbrauch	0,2 m³/Mg
	Fe-Fraktion	2,2 %
	NE-Fraktion	0,38 % (90 % Al und 10 % Cu)
	Mineralische Fraktion	36,0 %
	Cu-Konzentrat	0,38 %
	Al-Konzentrat	0,09 %
	Wiederablagerung	59,3 %

6.4.1 Ergebnisse der ökologischen Bewertung der LFM Szenarien 1a und 1b

Betriebsphase der Aufbereitung der MVA-Schlacke im LFM Szenario 1a und 1b

In *Tabelle 6-12* sind zunächst die Umweltauswirkungen in Form von Lasten während der Betriebsphase der Aufbereitung der LFM Szenarien 1a und 1b der zurückgebauten MVA-Schlacke dargestellt. Sie resultieren aus dem Verbrauch von elektrischer Energie, dem Einsatz von Frischwasser für die Aufbereitung der feinkörnigen MVA-Schlacke durch das RENE-Verfahren sowie dem Verbrauch von Diesel. Die Umweltbelastung bezüglich des Treibhauspotenzials durch den Verbrauch von Diesel in beiden LFM Szenarien ist, erwartungsgemäß mit $1,26\text{E-}02 \text{ Mg CO}_2\text{-Äq/Mg FS}$ (LFM Szenario 1a) und $2,38\text{E-}02 \text{ Mg CO}_2\text{-Äq/Mg FS}$ (LFM Szenario 1b) hoch. Ebenfalls fallen alle drei Wirkungskategorien bezüglich des Verbrauches von elektrischer Energie bei dem LFM Szenario 1b sehr viel höher aus als beim LFM Szenario 1a. Dies ist auf einen deutlichen höheren Stromverbrauch im LFM Szenario 1b durch das RENE-Verfahren zu erklären. Hervorzuheben ist dabei die verwendete Stabtrommelmühle mit 19 kWh/Mg sowie die Walzenmühle mit $4,29 \text{ kWh/Mg}$ (*Anhang Anlage 24*). Durch den Verbrauch von Wasser in der Aufbereitung der MVA-Schlacke im LFM Szenario 1b entstehen für alle Wirkungskategorien nur sehr geringe Lasten.

Tabelle 6-12: Potentielle Umweltbelastung während der Betriebsphase der Aufbereitung der MVA-Schlacke im LFM Szenario 1a und 1b

	Stromverbrauch	Frischwasserbedarf	Dieserverbrauch	Gesamter Betrieb
LFM Szenario 1a				
Treibhauspotenzial [Mg CO ₂ -Äq/Mg FS]	4,18E-04	-	1,22E-02	1,26E-02
Versauerungspotenzial [Mg SO ₂ -Äq/Mg FS]	5,71E-07	-	1,70E-04	1,71E-04
KEA [GJ-Äq/Mg FS]	7,13E-03	-	1,62E-01	1,69E-01
LFM Szenario 1b				
Treibhauspotenzial [Mg CO ₂ -Äq/Mg FS]	1,61E-02	3,35E-08	1,22E-02	2,82E-02
Versauerungspotenzial [Mg SO ₂ -Äq/Mg FS]	2,19E-05	1,36E-10	1,70E-04	1,92E-04
KEA [GJ-Äq/Mg FS]	2,74E-01	1,20E-06	1,62E-01	4,36E-01

Verwertung und Beseitigung der erzeugten Stoffströme aus der Aufbereitung der MVA-Schlacke im LFM Szenario 1a und 1b

Die erzeugten Gutschriften für den Wiedereinsatz der erzeugten Stoffströme aus den beiden LFM Szenarien sind in *Tabelle 6-13* dargestellt. Insgesamt ist aus der *Abbildung 6-5* zu erkennen, dass die Gutschriften des LFM Szenarios 1b gegenüber denen des Szenarios 1a überwiegen. Hierbei wird deutlich, dass vor allem beim kumulierten Energieaufwand bis max. $-8,47\text{E-}01 \text{ GJ-Äq/Mg FS}$ (LFM Szenario 1b) sowie beim Treibhauspotenzial (max. $-7,45\text{E-}02 \text{ CO}_2\text{-Äq/Mg FS}$ LFM Szenario 1b) erhebliche Gutschriften zu verzeichnen sind. Dies ist auf den enormen Energieeinsatz und der damit verbundenen CO₂-Erzeugung bei der Primärerzeugung von Aluminium, Kupfer und Eisen zurück zu führen (*Kapitel 2.1.5.1 Tabelle 2-4*). Gerade für die Sekundärerzeugung von Aluminium können durch die Rückgewinnung und Aufbereitung nach *Wiemer und Gronholz (2011)* ca. 91 % Energie und ca. 87 % CO₂ eingespart werden. Die größten Gutschriften sind durch das LFM Szenario 1b zu verzeichnen, vor allem durch die Rückgewinnung von Kupfer und Aluminium aus der feinkörnigen MVA-Schlacke mittels des RENE-Verfahrens. In der *Tabelle 6-14* sind die Lasten infolge der Deponierung der Reststoffe der LFM Szenarien 1a und 1b auf dem basisabgedichteten Bereich der MVA-Schlackedeponie Offenbach dargestellt. Da es sich bei der Deponie um eine Schlackedeponie handelt, sind die Umweltauswirkungen trotz der hohen Massenanteile, die bei beiden LFM Szenarien deponiert werden müssten, gering. Gerade für die Wirkungskategorien Treibhauspotenzial und Versauerungspotenzial fallen die Umweltbelastungen bei einer Schlackedeponie deutlich geringer aus im Vergleich zu einer Hausmülldeponie, was auf die geringe bis nicht vorhandene biologische Aktivität der zu deponierenden Reststoffe aus der Aufbereitung der MVA-Schlacke zurück zu führen ist.

Tabelle 6-13: Potentielle Umweltauswirkungen durch die Verwertung der erzeugten Stoffströme im LFM Szenario 1a und 1b

	Fe-Fraktion	NE-Fraktion	Mineralik	Cu-Konzentrat	Al-Konzentrat	Gesamte Verwertung
LFM Szenario 1a						
Treibhauspotenzial [Mg CO ₂ -Äq/Mg FS]	-5,13E-03	-4,46E-02	-1,58E-03	-	-	-5,13E-02
Versauerungspotenzial [Mg SO ₂ -Äq/Mg FS]	-1,18E-05	-1,58E-04	-1,06E-05	-	-	-1,80E-04
KEA [GJ-Äq/Mg FS]	-5,24E-02	-5,31E-01	-4,97E-05	-	-	-5,83E-01
LFM Szenario 1b						
Treibhauspotenzial [Mg CO ₂ -Äq/Mg FS]	-5,13E-03	-4,46E-02	-1,58E-03	-1,17E-02	-1,15E-02	-7,45E-02
Versauerungspotenzial [Mg SO ₂ -Äq/Mg FS]	-1,18E-05	-1,58E-04	-1,06E-05	-1,19E-04	-3,87E-05	-3,38E-04
KEA [GJ-Äq/Mg FS]	-5,24E-02	-5,31E-01	-4,97E-05	-1,27E-01	-1,37E-01	-8,47E-01

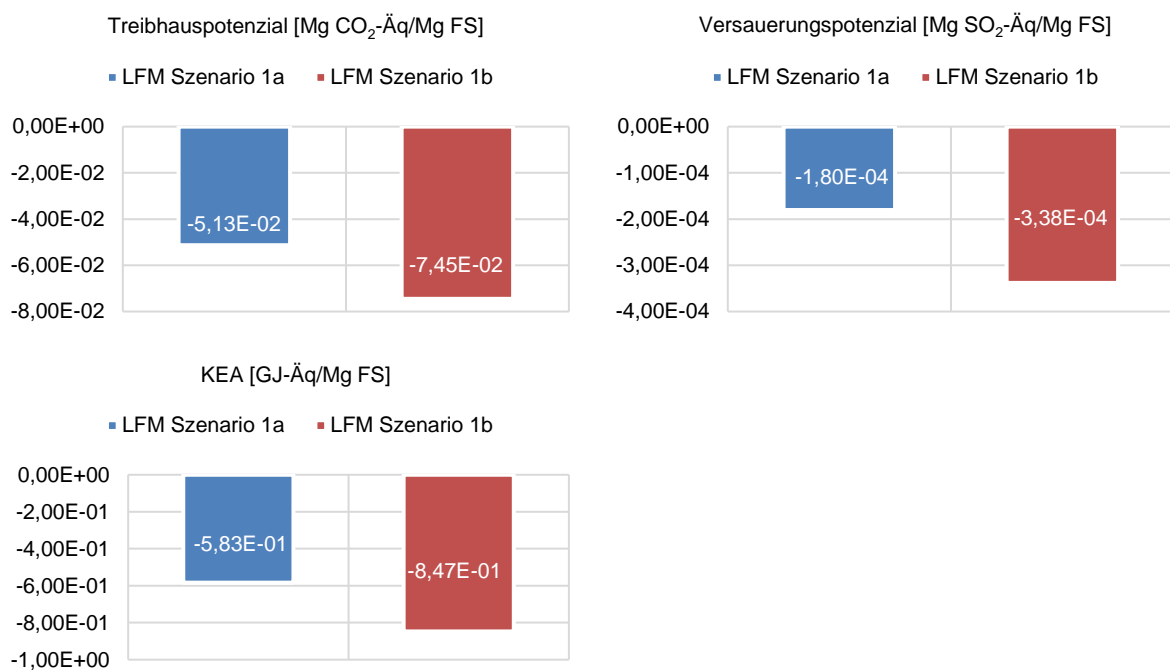


Abbildung 6-5: Vergleich der Gutschriften der LFM Szenarien 1a und 1b

Tabelle 6-14: Potentielle Umweltauswirkung durch die Beseitigung der Reststoffe im LFM Szenario 1a und 1b

	Wiederablagerung auf basisabgedichteten Bereich der MVA-Schlackedeponie Offenbach
LFM Szenario 1a	
Treibhauspotenzial [Mg CO ₂ -Äq/Mg FS]	2,42E-03
Versauerungspotenzial [Mg SO ₂ -Äq/Mg FS]	4,84E-05
KEA [GJ-Äq/Mg FS]	3,69E-02
LFM Szenario 1b	
Treibhauspotenzial [Mg CO ₂ -Äq/Mg FS]	2,34E-03
Versauerungspotenzial [Mg SO ₂ -Äq/Mg FS]	4,70E-05
KEA [GJ-Äq/Mg FS]	3,58E-02

Gesamte Umweltauswirkungen der betrachteten LFM Szenarien 1a und 1b

In der *Tabelle 6-15* sind die potentiellen Umweltauswirkungen der betrachtete Betriebsphase der LFM Szenarien 1a und 1b sowie deren anfallende Stoffströme für eine Verwertung bzw. Beseitigung auf einer Deponie zusammengefasst. Es wird deutlich, dass innerhalb der gesamten ökobilanziellen Betrachtung positive Effekte in Form von Netto-Entlastungen zu verzeichnen sind. Für das LFM Szenario 1a kommt es nur zu einer geringen Netto-Last beim Versauerungspotenzial infolge des Verbrauchs von Diesel und der minimalen Gutschriften für die Verwertung der Stoffströme aus der Aufbereitung der grobfractionierten MVA-Schlacke. Für das LFM Szenario 1b treten nur Netto-Entlastungen auf. An dieser Stelle wird deutlich, dass es aus Sicht der ökologischen Auswirkungen sinnvoll ist, die MVA-Schlacke möglichst ambitioniert aufzubereiten und die erzeugten Stoffströme so weit wie möglich zu verwerten.

Tabelle 6-15: Gesamtbilanz der potentiellen Umweltauswirkungen der LFM Szenarien 1a und 1b

	Betriebsphase der Aufbereitung	Verwertung und Beseitigung der erzeugten Stoffströme	Gesamtbilanz
LFM Szenario 1a			
Treibhauspotenzial [Mg CO ₂ -Äq/Mg FS]	1,26E-02	-4,89E-02	-3,63E-02
Versauerungspotenzial [Mg SO ₂ -Äq/Mg FS]	1,71E-04	-1,32E-04	3,90E-05
KEA [GJ-Äq/Mg FS]	1,69E-01	-5,47E-01	-3,78E-01
LFM Szenario 1b			
Treibhauspotenzial [Mg CO ₂ -Äq/Mg FS]	2,83E-02	-7,22E-02	-4,40E-02
Versauerungspotenzial [Mg SO ₂ -Äq/Mg FS]	1,93E-04	-2,91E-04	-9,87E-05
KEA [GJ-Äq/Mg FS]	4,36E-01	-8,12E-01	-3,76E-01

6.4.1.1 Wirkungskategorie Treibhauseffekt

Laut *UBA (2015)* hat innerhalb einer abfallwirtschaftlichen ökobilanziellen Betrachtung die Wirkungskategorie Treibhauspotenzial eine sehr große Bedeutung. In der *Abbildung 6-6* sind die Ergebnisse für diese Wirkungskategorie zusammengefasst. Die Lasten für beide LFM Szenarien werden vornehmlich – wie zuvor erläutert – durch den Verbrauch an Diesel während der Aufbereitung der MVA-Schlacke erzeugt. Demgegenüber steht ein sehr großes Einsparpotenzial bei der Verwertung der Metalle. Durch die geringe Menge an rückgewonnenen Metallen beim LFM Szenario 1a fällt dieses gegenüber dem LFM Szenario 1b jedoch geringer aus. In beiden LFM Szenarien kommt es bei der Verrechnung der Lasten und Gutschriften zu einer Netto-Entlastung. Diese beläuft sich bei dem LFM Szenario 1a auf ca. 36 kg CO₂-Äq/Mg_{aufbereitete MVA-Schlacke} und ca. 44 kg CO₂-Äq/Mg_{aufbereitete MVA-Schlacke} beim LFM Szenario 1b. Gegenüber dem Basisszenario (Netto-Last von ca. 4 kg CO₂-Äq/Mg FS) sind beide LFM Szenarien klar im Vorteil.

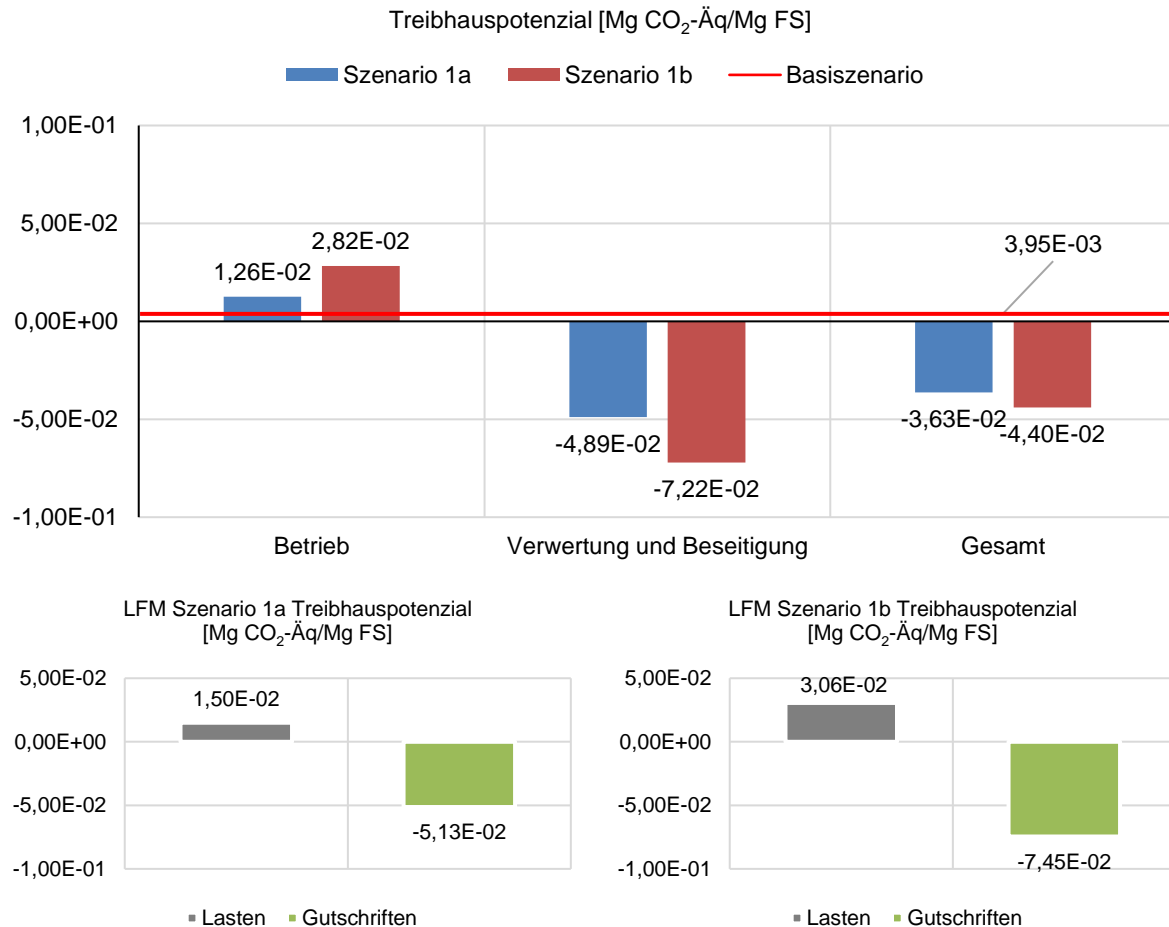


Abbildung 6-6: Ökologische Auswirkung "Treibhauspotenzial" der LFM Szenarien 1a und 1b

6.4.1.2 Wirkungskategorie Versauerungspotenzial

Zu einer Versauerung kann es sowohl bei terrestrischen wie auch bei aquatischen Systemen durch säurebildende Substanzen kommen (ifeu, 2016). Hierbei sind vor allem die Emissionen von Schwefeldioxid und Stickoxiden sowie untergeordnet von Säuren verantwortlich.

Bei der Verrechnung von Lasten und Gutschriften kommt es zu einer Netto-Entlastung beim LFM Szenario 1b von ca. 0,1 kg SO₂-Äq/Mg aufbereitete MVA-Schlacke und zu einer Netto-Last beim LFM Szenario 1a von ca. 0,04 kg SO₂-Äq/Mg aufbereitete MVA-Schlacke. Die Netto-Entlastung im LFM Szenario 1b ist abermals auf die quantitativ und qualitativ höheren Mengen an zurückgewonnenen Metallen zurück zu führen (Abbildung 6-7). Beide LFM Szenarien liegen trotz der Netto-Last des LFM Szenarios 1a unterhalb der Netto-Last des Basiszenarios mit ca. 0,08 kg SO₂-Äq/Mg FS.

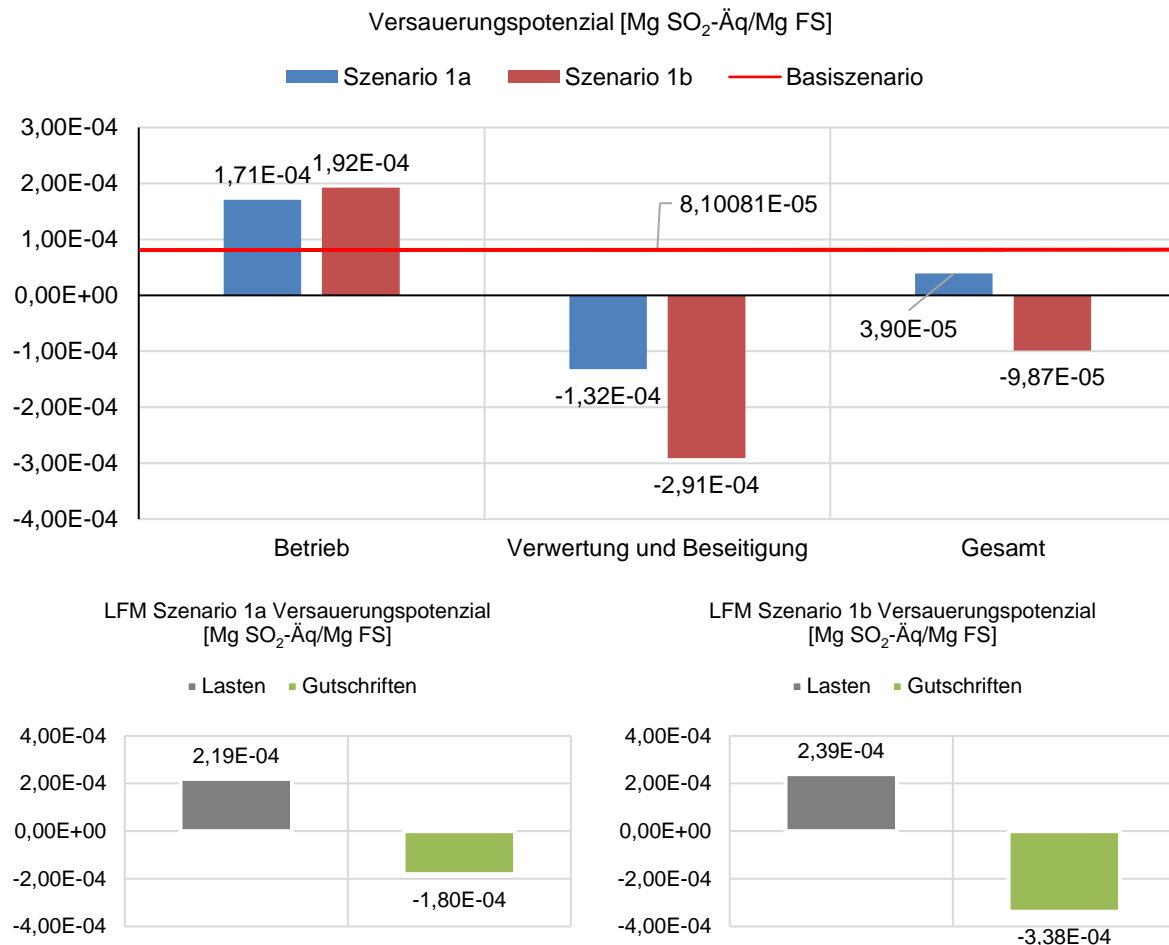


Abbildung 6-7: Ökologische Auswirkung "Versauerungspotenzial" der Szenarien 1a und 1b

6.4.1.3 Wirkungskategorie kumulierter Energieaufwand

Alle fossilen Energieträger auf unsere Erde, welche der menschlichen Nutzung zugänglich sind, werden als endlich angesehen. Aus diesem Grund ist die Information über die Gesamtenergiemenge bzw. die energetische Effizienz von hoher Bedeutung (ifeu, 2015).

Als primärenergetische Bewertung kommt hierbei der KEA zum Tragen. Allgemein ist der Energieaufwand, der für die Aufbereitung der MVA-Schlacke betrieben werden muss, geringer im Vergleich zu dem eingesparten Energieaufwand durch die Verwertung der erzeugten Stoffströme (Abbildung 6-8). Somit kommt es zu einer Netto-Entlastung. Der Energieaufwand für die Aufbereitung vom LFM Szenario 1b steigt gegenüber dem LFM Szenario 1a fast um das Doppelte an. Dies ist auf den um ein Vielfaches höher liegenden Stromverbrauch im LFM Szenario 1b zurück zu führen. Durch die Verwertung der zurückgewonnenen Metalle kommt es zu sehr hohen Gutschriften in beiden LFM Szenarien. Insgesamt übersteigen die Gutschriften aus der Verwertung die Lasten der Aufbereitung. Infolge dessen kommt es zu einer Netto-Entlastung von ca. 0,38 GJ-Äq/Mg_{aufbereitete MVA-Schlacke} in beiden LFM Szenarien. Dies entspricht einer Einsparung von ca. 11 kg Steinkohleeinheiten. Gegenüber dem Basiszenario, welches eine Netto-Last von 6,04E-02 GJ-Äq/Mg FS (ca. 1 kg Steinkohleeinheiten) entspricht, bilden beide LFM Szenarien beim KEA eine positive Alternative.

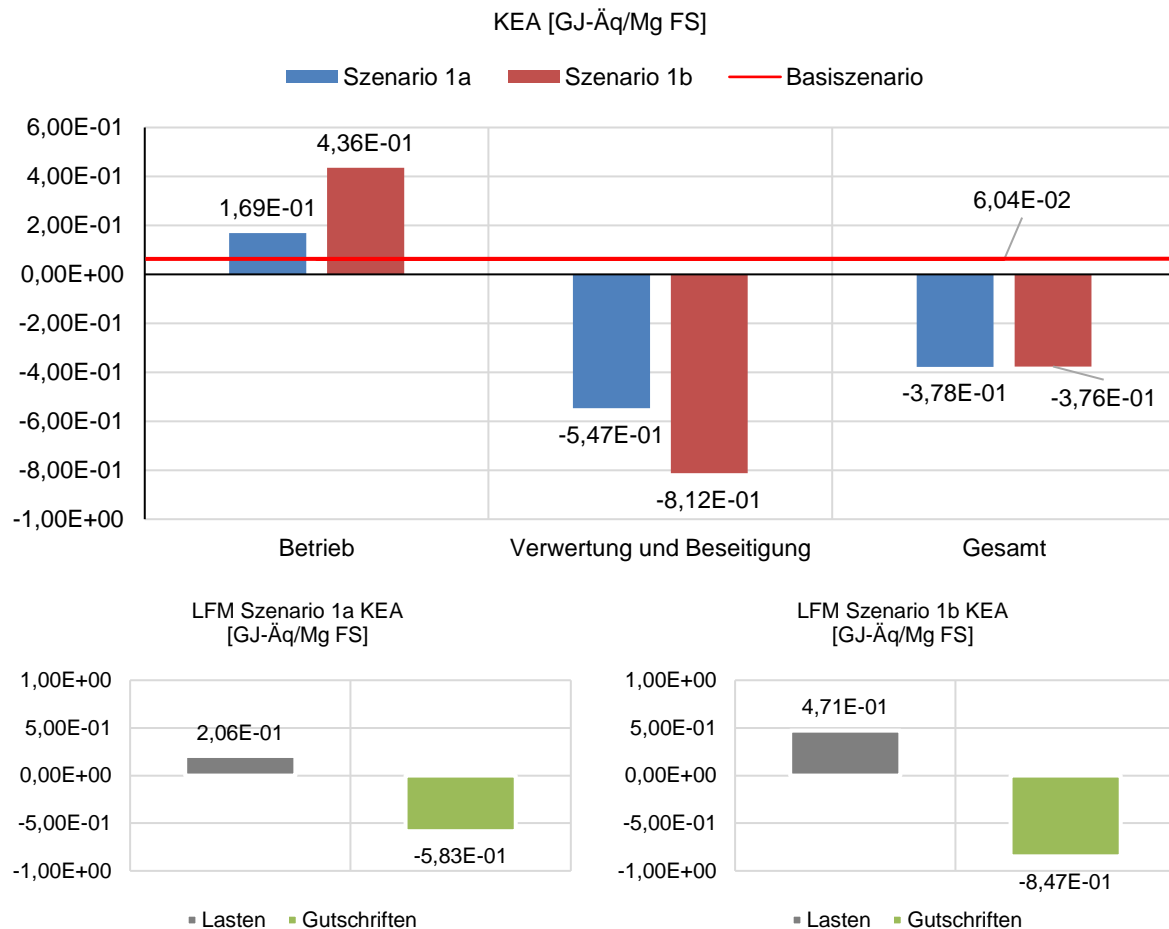


Abbildung 6-8: Ökologische Auswirkung KEA der Szenarien 1a und 1b

6.4.2 Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse

Der Einfluss der wichtigsten Parameter auf das Ergebnis der ökologischen Betrachtung lässt sich über eine Sensitivitätsanalyse quantifizieren. Hierbei wird ein möglicher Wertebereich der Parameter in einer Min-Max-Betrachtung abgedeckt. Als wichtige Parameter lassen sich aus den vorangegangenen Ergebnissen der ökologischen Betrachtung der Dieserverbrauch und die Qualität bzw. Quantität der erzeugten Stoffströme, besonders die der Metalle, identifizieren. Dementsprechend werden die metallischen Stoffströme, wie in Tabelle 6-16 dargestellt, als „Wertstoffgehalt hoch (WSG hoch)“ und „Wertstoffgehalt niedrig (WSG niedrig)“ variiert. Ebenfalls einbezogen in die Sensitivitätsanalyse wird, dass alle Aggregate im Bilanzierungsrahmen, welche Diesel verbrauchen, ersetzt werden durch solche, die mit elektrischer Energie angetrieben werden. Somit kommt es nur noch zum Verbrauch von Strom und Wasser bei der Aufbereitung der MVA-Schlacke in den LFM Szenarien. Dabei erhöht sich der Stromverbrauch auf 10,82 kWh/Mg FS (LFM Szenario 1a) und 34,40 kWh/Mg FS (LFM Szenario 1b) (Tabelle 6-17).

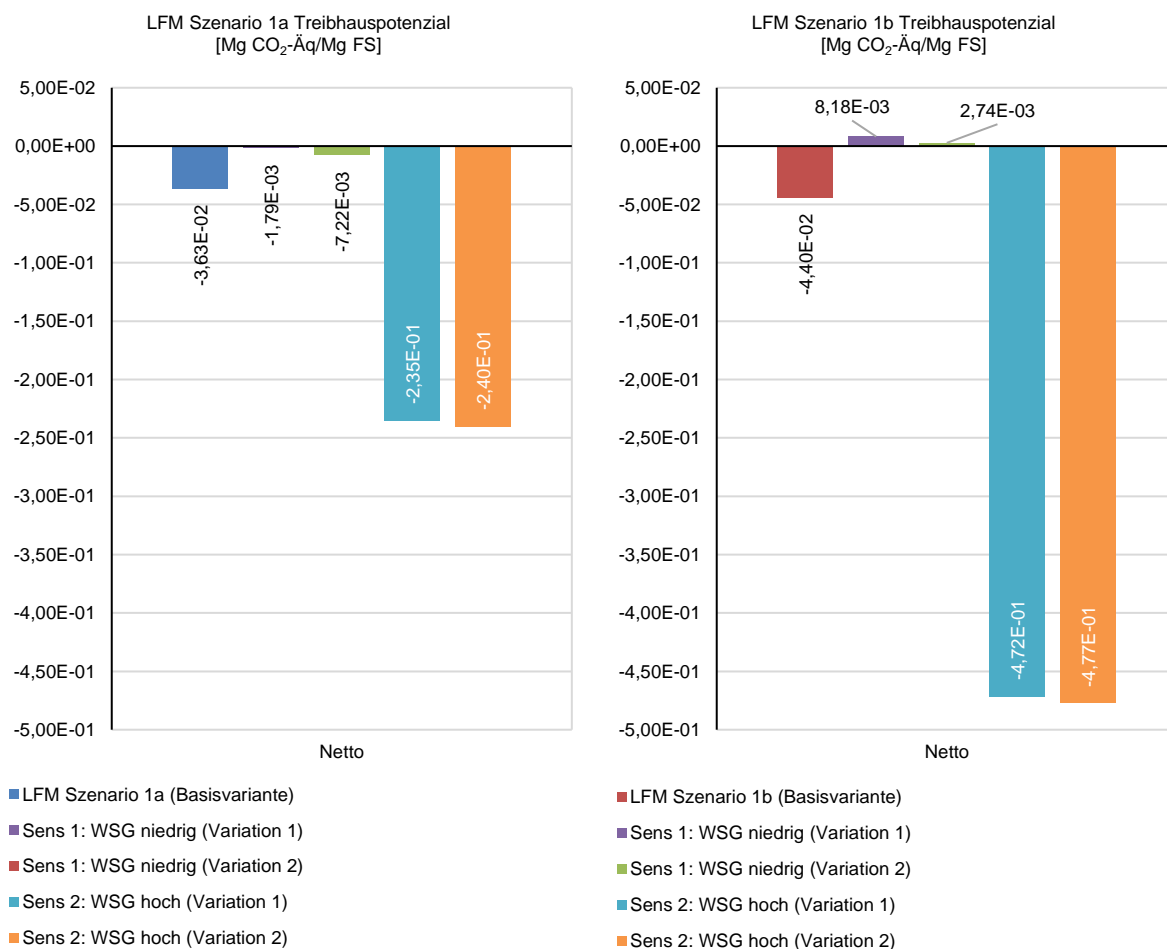
Tabelle 6-16: Variation der Sensitivität der erzeugten metallischen Stoffströme für die LFM Szenarien 1a und 1b

	Stoffstrom	Beschreibung		
		Basisvariante (Anteil von 1 Mg MVA-Schlacke)	Sensitivität 1 WSG niedrig	Sensitivität 2 WSG hoch
LFM Szenario 1a	Fe-Fraktion	2,23 %	1,5 %	6 %
	NE-Fraktion	0,38 %	0,1 %	2 %
LFM Szenario 1b	Fe-Fraktion	2,23 %	1,5 %	6 %
	NE-Fraktion	0,38 %	0,1 %	2 %
	Cu-Konzentrat	0,38 %	0,1 %	2 %
	Al-Konzentrat	0,09 %	0,02 %	1,5 %

Tabelle 6-17: Anpassung des Stromverbrauchs der LFM Szenarien 1a und 1b

	Variation		
	Variation 1		Variation 2
	Diesel. u. Stromverbrauch		Nur Stromverbrauch
LFM Szenario 1a	1,04 l/Mg	0,63 kWh/Mg	10,82 kWh/Mg
LFM Szenario 1b	1,04 l/Mg	24,21 kWh/Mg	34,40 kWh/Mg

Die Abbildung 6-9 zeigt das Ergebnis der Sensitivitätsanalyse bezüglich des Treibhauspotenzials in Verbindung mit den jeweiligen Basisvariante der LFM Szenarien 1a und 1b. Die Sensitivität „WSG niedrig“ zeigt unter der Variation 1, dass es zu einer Netto-Last bezüglich des Treibhauspotenzials beim LFM Szenario 1b von ca. 8 kg CO₂-Äq/Mg_{aufbereitete MVA-Schlacke} kommt. Dies kommt durch die geringeren Gutschriften aufgrund der niedrigen Quantität und Qualität der rückgewonnenen Metalle zustande. Auch der hohe Stromverbrauch des RENE-Verfahrens ist dafür verantwortlich. Selbst der Umstieg von dieselbetriebenen zu strombasierten Aggregaten verzeichnet für das LFM Szenario 1b bei niedrigen WSG eine Netto-Last von ca. 3 kg CO₂-Äq/Mg_{aufbereitete MVA-Schlacke}. Diese Netto-Last liegt aber um das 2,5-fache niedriger, da die sehr hohen Lasten an CO₂ durch den Verbrauch von Diesel wegfallen. Im Gegensatz dazu liefert die Sensitivität „WSG hoch“ nur Netto-Entlastungen für beide Variationen. Dies ist zurückzuführen auf die höherwertigen Gutschriften bezüglich der höheren Quantität und Qualität der rückgewonnenen Metalle. Die Netto-Entlastung steigt für das LFM Szenario 1b dadurch gegenüber dem LFM Szenario 1a für beide Variationen jeweils um das doppelte an. Maximal kann eine Netto-Entlastung von ca. 477 kg CO₂-Äq/Mg_{aufbereitete MVA-Schlacke} (LFM Szenario 1b) erreicht werden.


Abbildung 6-9: Ergebnisse des Treibhauspotenzials für die Sensitivitätsanalyse

In der *Abbildung 6-10* sind die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse bezüglich des Versauerungspotenzials in Verbindung mit der jeweiligen Basisvariante der LFM Szenarien 1a und 1b dargestellt. Die Sensitivität „WSG niedrig“ erzielt für das Versauerungspotenzial nur bei einer vollständigen Umrüstung der verwendeten Aggregate auf die Nutzung elektrischer Energie minimale Netto-Entlastungen von ca. 0,002 kg SO₂-Äq/Mg_{aufbereitete MVA-Schlacke} (LFM Szenario 1a) und 0,02 kg SO₂-Äq/ Mg_{aufbereitete MVA-Schlacke} (LFM Szenario 1b). Demgegenüber überwiegen die Gutschriften der Sensitivität „WSG hoch“ aus der Verwertung der metallischen Stoffströme deutlich und führen zu einer um ein Vielfaches höheren Netto-Entlastung von bis zu 2 kg SO₂-Äq/Mg_{aufbereitete MVA-Schlacke} (LFM Szenario 1b). Somit wird deutlich, dass für den Fall geringer Mengen zurückgewinnbarer Metalle Netto-Entlastungen einzig durch den Einsatz rein elektrisch angetriebener Aggregate erreicht werden können. Auch wird abermals deutlich, dass die Netto-Entlastungen des LFM Szenario 1b um ein Vielfaches höher liegen bei der Sensitivität „WSG hoch“, im Vergleich zu LFM Szenario 1a.

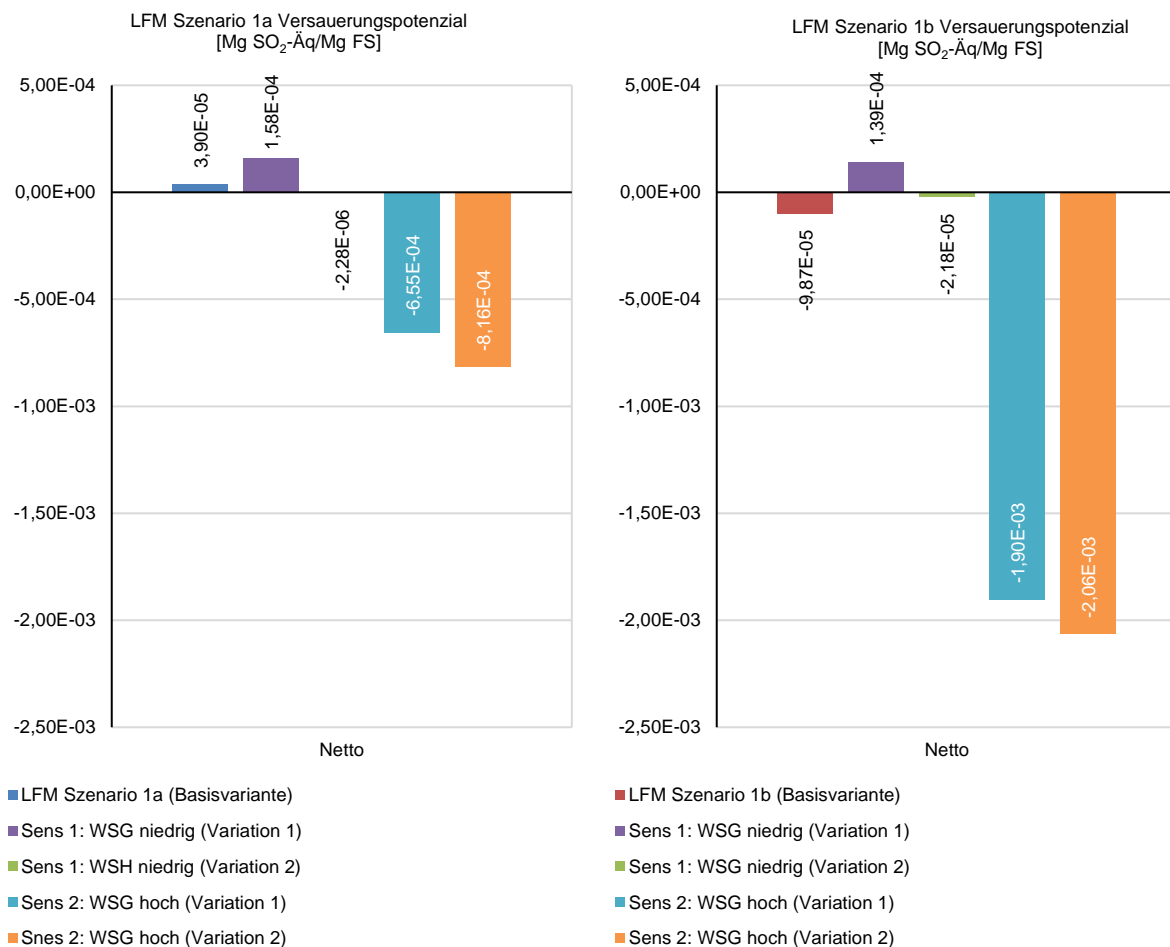


Abbildung 6-10: Ergebnisse des Versauerungspotenzials für die Sensitivitätsanalyse

Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse bezüglich des KEA sind für beide LFM Szenarien in *Abbildung 6-11* dargestellt. Durch die Sensitivität „WSG niedrig“ wird nur beim LFM Szenario 1a durch Umrüstung aller Aggregate auf die ausschließliche Nutzung elektrischer Energie eine geringe Netto-Entlastung von ca. 0,02 GJ-Äq/Mg_{aufbereitete MVA-Schlacke} erzielt wird. Die Netto-Entlastungen für die Sensitivität „WSG hoch“ für das LFM Szenario 1b liegen gegenüber dem LFM Szenario 1a wieder um ein Vielfaches höher. Die maximale Netto-Entlastung beläuft sich dabei auf ca. 5 GJ-Äq/Mg_{aufbereitete MVA-Schlacke} (Sensitivität „WSG hoch“ und genannten Bedingungen).

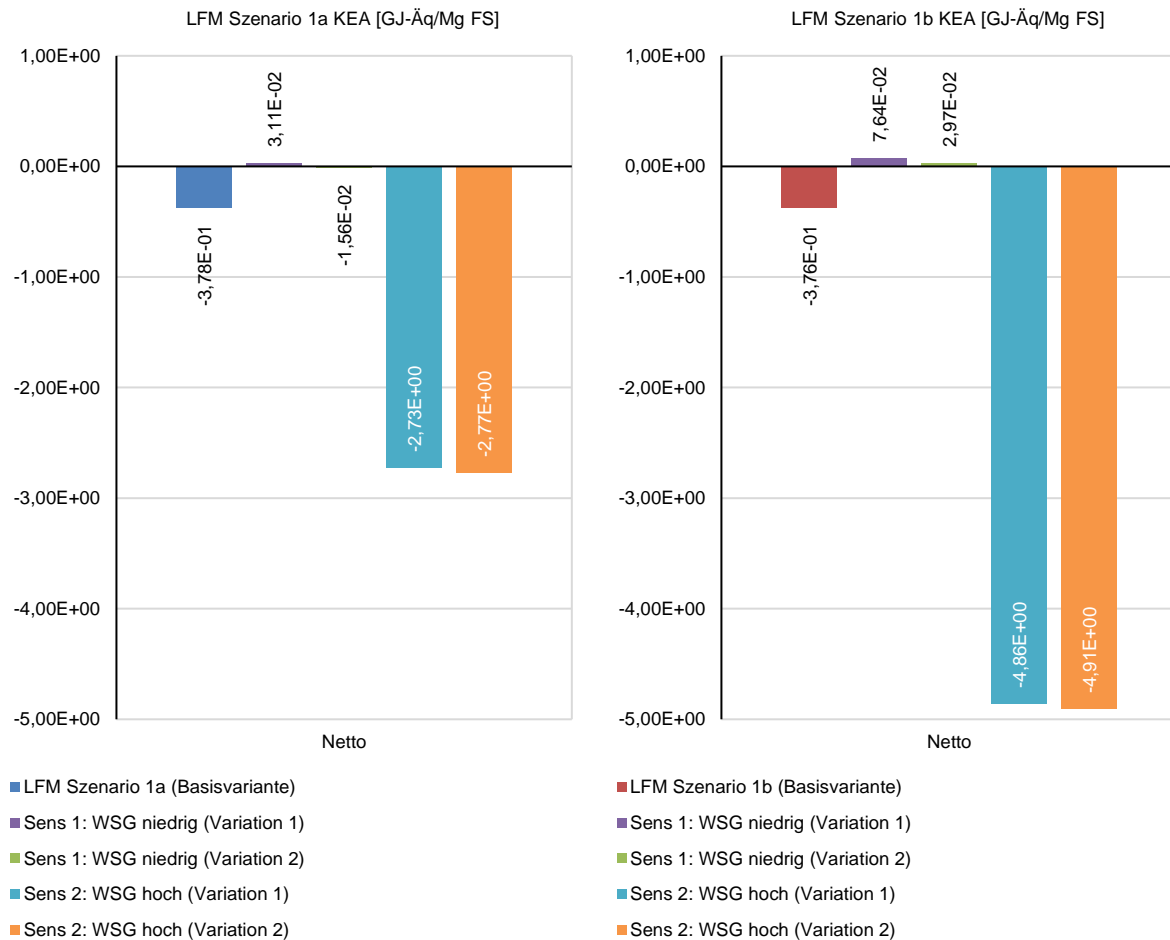


Abbildung 6-11: Ergebnisse des KEA für die Sensitivitätsanalyse

6.4.3 Schlussfolgerungen der ökologischen Bewertung

Die Analysen zur ökologischen Bewertung zeigen deutlich, dass ein Rückbau der MVA-Schlackedepoie Offenbach unter den angegebenen Rahmenbedingungen aus ökologischer Sicht sinnvoll ist und die Ergebnisse gegenüber einem Weiterbetrieb der MVA-Schlackedepoie vorteilhaft sind. Wesentlichen Einfluss auf die ökologische Bewertung der Rückbaumaßnahme hat die Aufbereitung der feinfraktionierten MVA-Schlacke. Hierbei können quantitativ und vor allem qualitativ höherwertige NE-Metalle wie Kupfer, Aluminium bzw. Zink zurückgewonnen werden. Gleichwohl haben einfache LFM Szenarien, die nur eine Aufbereitung der MVA-Schlacke nach dem Stand der Technik betreiben, ebenfalls bereits Vorteile gegenüber einem Weiterbetrieb der MVA-Schlackedepoie. Insbesondere durch die Verwertung der zurückgewonnenen mineralischen Fraktion können erhebliche Mengen natürlicher Ressourcen eingespart sowie der Flächenverbrauch reduziert werden.

Durch die Sensitivitätsanalyse wird die Aussage aus Kapitel 6.4.1, dass ambitionierte Aufbereitungsverfahren und Verwertungsvarianten (LFM Szenario 1b) bessere Ergebnisse erzielen als die einer einfachen, dem Stand der Technik, entsprechenden Variante (LFM Szenario 1a) untermauert. Dies gilt umso mehr bei vollständiger Umrüstung der Aufbereitungstechnik der grobfraktionierten MVA-Schlacke auf ausschließlich elektrisch betriebene Aggregate.

Um eine genauere Analyse der ökologischen Auswirkungen eines Rückbaus der MVA-Schlacke durchführen zu können, müssen die Teilaspekte der Deponieöffnung und des Transportes der MVA-Schlacke, die im Rahmen dieser Ökobilanzierung nicht betrachtet wurden, Berücksichtigung finden. Auch konnten die Auswirkungen bezüglich der Schaffung von neuem Deponievolumen bzw. neuer Flächen für eine höherwertige Nutzung nicht diskutiert werden, da hierfür der Bilanzrahmen erweitert werden müsste.

7 Einordnung der Ergebnisse bezüglich eines LFM Vorhabens an einer MVA-Schlackedeponie

7.1 Handlungsempfehlungen für die Planung eines LFM Vorhabens

Das folgende Kapitel soll dazu beitragen, die zuvor gewonnenen Ergebnisse dieser Arbeit bezüglich einer Entscheidungsfindung für ein LFM Vorhaben an einer Deponie einzuordnen, in der vorwiegend bzw. ausschließlich MVA-Schlacke eingelagert wurden. Angelehnt ist die Einordnung der gewonnenen Ergebnisse an den Leitfaden zum Enhanced Landfill Mining (*M. Krüger et al., 2016*), welcher im Rahmen des BMBF-Forschungsvorhabens „TÖNSLM: Entwicklung innovativer Verfahren zur Rückgewinnung ausgewählter Ressourcen aus Siedlungsabfall- und Schlackendeponien“ entstanden ist.

Um eine Entscheidung für ein LFM Vorhaben zu treffen und als eine vorteilhafte Alternative gegenüber der gesetzlich geregelten Deponiestillegung mit den Nachsorgeverpflichtungen zu bewerten, werden vorab die zu prüfenden Aspekte aufgezeigt sowie Handlungsempfehlungen aufgestellt.

Zu Beginn der Überlegungen bezüglich eines LFM Vorhabens ist zu ermitteln, ob die zu betrachtende Deponie in den Bereich des Abfallrechtes oder des Bodenschutzrechtes eingeordnet werden muss. Bei einem Zulassungsverfahren eines Deponierückbaus oder teilweisen Rückbaus einer Deponie muss dieses dem jeweiligen zu Grunde liegenden Rechtsgebiet angepasst werden (*Kapitel 2.1.4.1*). Ebenfalls vorab zu prüfen ist, ob eine Gefährdung durch die Deponie über die zu erwartende Nachsorgeverpflichtung hinaus vorliegt. Hierbei sind relevante Einflussgrößen auf die Schutzgüter nach § 2 Abs. 1 Satz 2 UVPG (*UVPG, 2017*) sowie die Wirtschaftlichkeit eines LFM Vorhabens festzustellen. Bei diesen Betrachtungen handelt es sich immer um Betrachtungen für den jeweiligen Einzelfall, da sich diese Aspekte für jede Deponie unterschiedlich darstellen. Als mögliche Auswirkungen auf die Schutzgüter sind vor allem die Sickerwasser- und Deponiegasemissionen relevant.

Die seit 2014 vorliegenden Nachsorgeberichte für die MVA-Schlackedeponie Offenbach lassen erkennen, dass es zu keiner Überschreitung der nach *AbwV (2017)* angegebenen Schwellenwerte im Sickerwasser kommt. Gleichwohl weist das abgeführte Gesamtsickerwasser erwartungsgemäß noch immer hohe Salzkonzentrationen (Chlorid, Sulfat) auf (*r.m.n, 2014; r.m.n, 2017*).

Die Ergebnisse der bis zum Jahr 2006 durchgeführten Gasmessungen der Deponie zeigen durchweg, dass kein Deponiegas nachweisbar war. Die Gasmessungen wurden daraufhin im Jahr 2008 eingestellt. Somit besteht für die MVA-Schlackedeponie Offenbach anhand des Gefährdungspotenzials bezüglich des Sickerwassers und der Gasproduktion keine Notwendigkeit eines LFM Vorhabens. Gleichwohl kann ein LFM Vorhaben ökonomische sowie ökologische Vorteile mit sich bringen und aus diesen Gesichtspunkten positiv bewertet werden.

Zu Überlegungen bezüglich der Durchführung eines LFM Vorhabens sollte ebenfalls eine historische Erkundung durchgeführt werden. Hierbei sollten vorhandene Daten bezüglich der abgelagerten Menge an MVA-Schlacke und deren mögliche zeitliche Abfallschichtung untersucht werden. Auch können Daten aus regionalen Hausmüllanalysen im Ablagerungszeitraum herangezogen werden, um qualitativ das Wertstoffpotenzial abzuschätzen. Dabei sollte aber darauf geachtet werden, dass es nach *Becker et al. (2016)* keinen linearen statistischen Zusammenhang zwischen dem Jahr der Abfallanalyse und der Abfallzusammensetzung besteht. Der Grund hierfür ist die regionale Variation abfallwirtschaftlicher Rahmenbedingungen. So erfolgte zum Beispiel die Getrenntsammlung unterschiedlicher Stoffgruppen in den einzelnen Regionen zu unterschiedlichen Zeiten.

Aufbauend auf der historischen Erkundung empfiehlt es sich, Erkundungen am Deponiekörper durchzuführen, um detaillierte Informationen bezüglich folgender Punkte zu erhalten:

- Identifizierung der Zusammensetzung der abgelagerten MVA-Schlacke,
- Identifizierung möglicher Monoablagerungsbereiche mit erhöhtem Wertstoffpotenzial bzw. Schadstoffpotenzial,
- Konkretisierung von Arbeitsschutzmaßnahmen für den geplanten Rückbau des Deponiekörpers.

Für die Erkundung des Deponiekörpers reicht es aus, aufgrund der nicht so stark ausgeprägten Inhomogenität der abgelagerten MVA-Schlacke Probebohrungen in Form von Rammkernbohrungen niederzubringen. Diese sind von Vorteil, da es beim Bohrvorgang zu keiner Verlagerung der MVA-Schlacke

in tiefere Bereiche kommt. Des Weiteren liegt der Vorteil von Rammkernbohrungen gegenüber von Schneckenbohrungen in der besseren Durchdringung der verdichteten MVA-Schlacke. Bei den Bohrungen sollte möglichst die gesamte Ablagerungshöhe des Deponiekörpers erschlossen werden, da nur so ein Gesamtprofil der abgelagerten MVA-Schlacke erstellt und ein Sickerwassereinstau im Basisbereich ermittelt werden kann. Entlang der Ablagerungshöhe sollten in einem zuvor definierten Abstand Feststoffproben für die Sortieranalysen sowie chemischen und physikalischen Analysen entnommen werden. Um gesicherte Daten bezüglich der abgelagerten MVA-Schlacke bzw. dem Gefährdungspotenzial zu bekommen, wäre nach *Becker et al. (2016)* in Abhängigkeit der Größe des Deponiekörpers eine entsprechend große Anzahl an Probenahmestellen (Bohrungen) erforderlich. Die ist aber aus Kostengründen nicht immer möglich. Somit sollten auf der Grundlage der historischen Erkundung Bereiche der Deponie erfasst werden, die sich aufgrund des Ablagerungsalters, der dort abgelagerten MVA-Schlacke unterscheiden und Bereiche, in denen Monochargen bzw. Abfälle, die ein erhöhtes Gefährdungspotenzial wie z.B. Filterstäube aus der Rauchgasreinigung einer MVA aufweisen.

Beim niederbringen der Bohrungen sollten in vorher definierten Abständen über die Ablagerungshöhe die Temperatur und die Deponiegaszusammensetzung gemessen werden. Durch die Messung der Temperatur kann abgeschätzt werden, ob die exotherm ablaufenden Reaktionen im Deponiekörper in allen Ablagerungshöhen gleichmäßig ablaufen bzw. ob Ablagerungsbereiche existieren, bei denen diese exothermen Umwandlungsreaktionen noch verstärkt auftreten. Während der Lagerung von MVA-Schlacke in einer Deponie kann es im Laufe der Alterationsprozesse unter bestimmten Vorraussetzungen zur Bildung von Schwefelwasserstoff (H_2S) und Schwefeldioxid (SO_2) kommen (*Kapitel 2.2.6*). Durch die Analyse der Deponiegaszusammensetzung über die Ablagerungshöhe im Bohrloch können somit entscheidende Erkenntnisse bezüglich Arbeitsschutzmaßnahmen des geplanten Rückbaues des Deponiekörpers aufgestellt werden.

Die gewonnenen Feststoffproben für die Sortieranalyse sowie chemisch physikalischen Analysen können entweder als Mischproben über die gesamte Ablagerungshöhe oder aus einzelnen Ablagerungsschichten entnommen werden. Die Analyse der stofflichen Zusammensetzung der MVA-Schlacke ist von besonderer Bedeutung, da die darin enthaltenen Metalle einer neuerlichen stofflichen Verwertung zugeführt werden sollen. Hierbei sollte die MVA-Schlacke zunächst auf typische rückgewinnbare NE-Metalle wie Kupfer, Zink oder Aluminium sowie Eisen untersucht werden, um das Wertstoffpotenzial abzuschätzen. Die Qualität der rückgewinnbaren Metalle ist durch den Verbrennungsprozess, die Verschmutzung, den Kontakt mit Sickerwasser oder Gasen im Deponiekörper, sowie den Verbund mit anderen Metallen bzw. mit den im Verbrennungsprozess gebildeten Schlacken gering. Aus diesen Gründen sollte ebenfalls die technologische Rückgewinnung untersucht werden. Hierfür sollte die grobfraktionierte MVA-Schlacke zunächst unter Einsatz konventioneller Technik (*Kapitel 2.3.1*) im Technikumsmaßstab auf die Rückgewinnung von Fe- bzw. NE-Metallen untersucht werden. Allgemein zeigt sich bei Untersuchungen der Grobfraktion der MVA-Schlacke aus der Deponie Offenbach, dass gewisse Metallmengen aus der Grobfraktion separiert werden können, diese aber deutlich geringer als von frischen MVA-Schlacken ausfallen, vor allem in der NE-Fraktion (*Kapitel 5.2.1.1 Tabelle 5-2*). Dies ist damit begründet, dass einerseits die MVA-Schlacke aus der Deponie Offenbach ein deutlich höheres Alter aufweist und somit starken Verwitterungsprozessen ausgesetzt war. Dies hat die Korrosion der Eisenbestandteile beschleunigt und somit eine geringere Ausbringung der Wertstofffraktionen zur Folge. Um die Metallausbeute deutlich zu steigern, sollte die Feinfraktion ebenfalls aufbereitet werden, um feinste NE-Metalle zurückzugewinnen. Hierfür können diverse neue Technologieansätze (*Kapitel 2.3.2*) zum Einsatz kommen, welche aber zum jetzigen Zeitpunkt nicht den Stand der Technik widerspiegeln. Ein Ansatz für die Aufbereitung der Feinfraktion der MVA-Schlacke und Rückgewinnung feinsten NE-Metalle ist das Herauslösen der Metalle mittels nasschemischem Aufschluss. Hierbei sollte im Labor untersucht werden, ob die enthaltenen Metalle der Feinfraktion zugänglich für ein solches Verfahren sind.

Eine weitere wichtige gewinnbare Fraktion stellt der mineralische Anteil in der MVA-Schlacke dar. Er stellt ebenfalls massenmäßig den größten zurückgewinnbaren Stoffstrom dar, welcher in einer Vielzahl von Anwendungsmöglichkeiten, denen die bodenmechanische, hydraulische sowie chemische Qualität von MVA-Schlacke genügen, stofflich verwertet werden kann. Als potentielle Verwendungsmöglichkeiten sind Bauwerke mit niedrigem Lasteintrag oder einem geringen Anspruch an das Setzungsverhalten oder Erdbauwerke, bei denen Verformungen weniger relevant sind, zu nennen.

Da vermutlich nicht die gesamte MVA-Schlacke einer stofflichen Verwertung zugeführt werden kann und es bei den Aufbereitungsprozessen immer zu einem gewissen nicht verwertbaren Rückstand kommt, sollte die MVA-Schlacke bezüglich einer Wiederablagerung nach *DepV* (2009) analysiert werden.

Aus den gewonnenen Daten bezüglich der metallurgischen und mineralischen Zusammensetzung der MVA-Schlacke können anschließend Technologiekonzepte erstellt werden, wodurch eine Aufbereitung der rückgebauten MVA-Schlacke ermöglicht wird. Angestrebt werden sollte dabei nicht nur die Aufbereitung der Grobfraction, sondern auch die der Feinfraction der MVA-Schlacke, da sich hier noch eine erhebliche Menge an NE-Metallbestandteilen zurückgewinnen lässt. In die Überlegungen bezüglich der Technologiekonzepte sollten bestehende Aufbereitungsanlagen im Umfeld der Deponie mit einbezogen werden. Ebenfalls sollte anhand der gewählten Technologiekonzepte sowie der Daten aus den vorangegangenen Analysen ein Stoffstrommodell erstellt werden, welches als Eingangsgröße für die ökonomische und ökologische Betrachtung der jeweiligen Technologiekonzepte bzw. Szenarien dient.

Um die ökologischen Vorteile eines zu planenden LFM Vorhabens auf der Grundlage der zuvor durchgeführten historischen Erkundung sowie aus den gewonnenen Daten der chemischen und physikalischen Analysen sowie der Stoffstrommodellierung der geplanten Aufbereitung der MVA-Schlacke, abzuschätzen, sollte zunächst eine Grobbetrachtung der ökonomischen sowie ökologischen Auswirkungen des gesamten Vorhabens durchgeführt werden. Die ökonomische und ökologische Vorteilhaftigkeit eines LFM Vorhabens ist im Einzelfall zu prüfen. Abschließend ist für die Entscheidung, ob das LFM Vorhaben durchgeführt wird, eine Abwägung der ökonomischen und ökologischen Konsequenzen des LFM Vorhabens empfehlenswert.

7.2 Ermittlung der ökonomischen Vorteilhaftigkeit des LFM Vorhabens

Für die Berechnung der ökonomischen Vorteilhaftigkeit eines zu planenden LFM Vorhabens bestehen verschiedenste Ansatzpunkte (*Kapitel 3.6.1*), die je nach der Detailtiefe der recherchierten Daten zur Anwendung kommen können. Für eine erste grobe Abschätzung der ökonomischen Erfolgsaussichten des LFM Vorhabens kann die Kapitalwertmethode zum Einsatz kommen. Sie ist die in der Praxis stärksten akzeptierte Methode im Bereich der dynamischen Investitionsberechnung. Der Kapitalwert gibt den ökonomischen Totalerfolg der jeweiligen Handlungsoption wieder. Gegenübergestellt werden sollten die Ergebnisse der ökonomischen Betrachtung den Kosten für die Deponiestillegung und -nachsorge, um die ökonomische Vorteilhaftigkeit des LFM Vorhabens zu analysieren. Es wird empfohlen, folgende Schritte bei der Ermittlung der Vorteilhaftigkeit eines LFM Vorhabens vorzunehmen:

- Ermittlung möglicher Erlöse für freiwerdende Deponieflächen bzw. -volumen
Sollte nach der Beendigung eines LFM Vorhabens die Rückgewinnung der Fläche des Deponiekörpers vorgesehen sein, sind die Erlöse für einen Verkauf der Fläche zu bestimmen. Hierzu sollte der Grundstückswert nach dem vollständigen Rückbau und möglicher Sanierung der Fläche abgeschätzt werden. Nach einem LFM Vorhaben kann aber auch das durch den Rückbau gewonnene Deponievolumen für die Deponierung von nicht verwertbaren Rückständen des LFM Vorhabens – wie im Beispiel der MVA-Schlackedeponie Offenbach – bzw. für neue Abfälle genutzt werden. Hierfür muss der Wert des gewonnenen Deponievolumens bestimmt werden. Der zu bestimmende Wert des Deponievolumens ist einerseits abhängig von der zu deponierenden Abfallart und andererseits können nicht getätigte Investitionen für die Schaffung neuer Deponierungsabschnitte dem Wert des Volumens gutgeschrieben werden.
- Ermittlung der möglichen Erlöse für die zurückgewonnenen Wertstofffraktionen
Wie eingangs beschrieben, ist das Wertstoffpotenzial der MVA-Schlackedeponie durch eine historische Erkundung und Probebohrungen mit anschließenden chemischen und physikalischen Analysen zu bestimmen. Mögliche Stoffgruppen einer MVA-Schlackedeponie und deren Verwertungswege sind in *Kapitel 2.5* aufgelistet. Die zu erzielenden Preise der einzelnen Fraktionen sind abzuschätzen. Im *Kapitel 6.1* in der *Tabelle 6-3* sind durch die Aufbereitung der MVA-Schlacke

der Deponie Offenbach abgeschätzten Erlöse dargestellt. Es empfiehlt sich die selbst abgeschätzten Preise mit aktuellen Marktpreisen abzugleichen.

- Ermittlung der Aufwendungen für die Beseitigung anfallender nicht verwertbarer Reststoffe aus der Aufbereitung

Je nach Technologieauswahl des LFM Vorhabens fallen unterschiedliche Massenströme, an die keiner weiteren Verwertung zugeführt und somit deponiert werden müssen. Allgemein gilt, je umfangreicher die Aufbereitung ausfällt, desto weniger Reststoffe müssen deponiert werden. Hierfür muss geklärt werden ob es möglich ist, diese in das freie Deponievolumen zu verbringen oder auf einer anderen Deponie abzulagern. Der Aufwand für eine Deponierung auf einer externen Deponie ist um ein Vielfaches höher. Hierbei sind Logistikkosten sowie Annahmegebühren für die Reststoffe mit zu kalkulieren.

- Ermittlung der Kosten für die Deponieöffnung, die Vorkonditionierung und die stoffstromspezifische Behandlung der rückgebauten MVA-Schlacke

Für die Öffnung der Deponie, die Vorkonditionierung der MVA-Schlacke sowie die stoffstromspezifische Aufbereitung ist vorab zu klären, ob diese in Eigenregie vom Deponiebetreiber bzw. von externen Dienstleistern durchgeführt werden kann. Dabei ist zu klären ob entsprechende Anlagen zur Verfügung stehen sowie ausreichende Kapazitäten vorhanden sind. Ebenfalls sollte geprüft werden, ob es sinnvoll ist, am Deponiestandort Investitionen in neue Anlagen zu tätigen. Hierbei sollte in die Entscheidung mögliche Folgenutzungskonzepte der neu anzuschaffenden Anlagen mit einfließen. Die am Beispiel der MVA-Schlackedeponie abgeschätzten Kosten (*Kapitel 6.1 Tabelle 6-2 und Tabelle 6-3 sowie im Anhang in der Anlage 25 und Anlage 26*) wurden anhand von Literaturdaten, Preisanfragen und aus Erfahrungswerten ermittelt. Sollte die Aufbereitung der MVA-Schlacke in Anlagen von externen Dienstleistern durchgeführt werden, müssen die Kosten für die Berechnung der ökonomischen Vorteilhaftigkeit ermittelt werden.

7.3 Ermittlung der ökologischen Vorteilhaftigkeit des LFM Vorhabens

Wie die ökonomische Vorteilhaftigkeit ist auch die ökologische Vorteilhaftigkeit des LFM Vorhabens im Einzelfall zu prüfen. Hierbei ist zu ermitteln, ob das geplante LFM Vorhaben gegenüber der Stilllegungs- und Nachsorgephase ökologische Vorteile erzielt. Dies wäre der Fall, wenn:

- je höher die Emissionen (Deponiegas, Belastung des Sickerwassers) in der Stilllegungs- und Nachsorgephase der Deponie ausfallen,
- je weniger Emissionen durch das geplante LFM Vorhaben verursacht werden,
- je mehr Metalle und Mineralien durch die geplante Aufbereitung der MVA-Schlacke zurückgewonnen werden können und dem Stoffkreislauf wieder zugefügt werden können.

Die Bilanzierung der Lasten (Aufwendungen für das LFM Vorhaben) und Erfolge (Gutschriften für die stoffliche Verwertung der MVA-Schlacke) sollte, je nach Datenlage der Planung zunächst auf Grundlage einer groben Schätzung erfolgen. Diese kann anschließend nach und nach durch konkrete, vor Ort erhobene Daten und an die vorherrschenden Randbedingungen angepasst werden. Ebenfalls müssen die möglichen Auswirkungen auf die Schutzgüter für die Stilllegungs- und Nachsorgephase der Deponie ermittelt werden. Hierbei sind bei einer MVA-Schlackedeponie vor allem die Sickerwasseremissionen von Bedeutung. Deponiegasemissionen sind nur in einem sehr geringen Maß zu erwarten (*Kapitel 2.2.6*) und müssen vor allem innerhalb des Konzeptes für die Arbeitssicherheit im Bereich der Genehmigung Beachtung finden.

- Ermittlung der Lasten (Aufwendungen für das LFM Vorhaben) sowie der Gutschriften (stoffliche Verwertung der zurückgewonnenen Wertstoffe)

Aufwendungen an Energie, Treibstoff sowie möglichen Betriebsmitteln für das geplante LFM Vorhaben sind in Abhängigkeit der Technologieauswahl zu ermitteln und entsprechende Umweltlasten sind zu bilanzieren (*Kapitel 6.4.1*). Hierfür müssen die spezifischen Kenndaten der Anlage für die Vorkonditionierung, Aufbereitung bzw. Behandlung der erzeugten Stoffströme erhoben werden. Ebenfalls müssen anfallende Transportwege einbezogen werden, welche im Rahmen der ökologischen Betrachtung am Beispiel des Rückbaus der MVA-Schlackedeponie Offenbach aus Vereinfachungsgründen nicht berücksichtigt wurden.

Durch die stoffliche Verwertung der erzeugten Massenströme (Metalle und Mineralik) sind Gutschriften zu ermitteln (*Kapitel 6.4.1*). Dabei ist gemäß *KrWG (2012)* die stoffliche Verwertung immer der energetischen Verwertung vorzuziehen.

7.4 Entscheidungsfindung für ein LFM Vorhaben

Die in dieser Arbeit entwickelten Handlungsempfehlungen sowie deren Bewertung basieren auf den spezifischen Gegebenheiten der MVA-Schlackedeponie Offenbach, ebenso wie auf der Zusammensetzung der MVA-Schlacke und deren Charakteristika bezüglich der Rückgewinnung von enthaltenen Metallen und der Mineralik. Anhand der durchgeführten Sensitivitätsanalyse konnten allgemeingültige Erkenntnisse abgeleitet werden (*Kapitel 6.4.2*). Für die konkrete Entscheidungsfindung ist die Einordnung eines möglichen LFM Vorhabens an einer Deponie anhand der Ergebnisse der ökonomischen und ökologischen Bewertung vorzunehmen. Dabei sollte jedes untersuchte LFM Szenario mit einer Basisvariante (Weiterführung der Stilllegungs- und Nachsorgephase der Deponie) verglichen werden. Anschließend kann mittels einer verbal-argumentativen Entscheidungsfindung die Vorteilhaftigkeit eines LFM Vorhabens begründet werden. Sollte die erste überschlägige ökologische und ökonomische Bewertung des geplanten LFM Vorhabens zu dem Ergebnis führen, dass es unter den vorherrschenden Randbedingungen sinnvoll erscheint, ist eine Detailplanung des Vorhabens anzustreben. In dieser Detailplanung sollte ein detailliertes Konzept erarbeitet werden. Dies beinhaltet u.a. einer Genehmigung für das LFM Vorhaben und Planung sowie Umsetzung des Rückbaus (technische Planung). Ebenfalls sollte auf Basis der ökonomischen Betrachtung eine Finanzierungsplanung aufgestellt werden.

7.4.1 Zusammenführung der ökonomischen sowie ökologischen Ergebnisse für das Beispiel „MVA-Schlackedeponie Offenbach“

Durch die ersten Ergebnisse der Bewertung eines möglichen Rückbaus der MVA-Schlackedeponie Offenbach besteht ein hohes Potenzial an Metallen welche dem Wirtschaftskreislauf wieder zugeführt werden können. Auch besteht ein sehr großes Potenzial an zurückgewinnbarer Mineralik, durch welche erhebliche Mengen an natürlichen Ressourcen eingespart werden können. Für die Beantwortung der Frage, welches LFM Szenario angewendet werden soll, erfolgt die Abwägung der ökonomischen sowie ökologischen Ergebnisse. Zwar besteht aus ökonomischer Sicht unter den gewählten Randbedingungen für kein aufgestelltes LFM Szenario eine absolute Vorteilhaftigkeit (*Kapitel 6.3.1*), aber durch die Mitbehandlung der Feinfraktion und ausgehend von der Sensitivitätsanalyse (*Kapitel 6.3.2*) kann bei einer Steigerung der Erlöse eine absolute Vorteilhaftigkeit, vor allem im LFM Szenario 1b, abgeleitet werden. Zumal der gesamte nicht basisabdichtete Deponiebereich frei werden würde und somit neues Deponievolumen zur Verfügung stünde. Berücksichtigt werden muss hierbei aber die Tatsache, dass vor einer neuen Verfüllung Kosten für eine Basisabdichtung dieses Deponiebereiches entstehen werden. Die Betrachtung der Kosten bzw. Erlöse aus diesem neu geschaffenen Deponievolumen waren nicht Bestandteil der Arbeit. Aus ökologischer Sicht ist schon ein einfaches LFM Szenario mit Aufbereitungsverfahren nach dem Stand der Technik von Vorteil gegenüber der Deponiestillegung und -nachsorge (*Kapitel 6.4.1*). Abschließend ist festzuhalten, dass aus Sicht der ersten Ergebnisse bezüglich der verwertbaren Stoffströme und der damit verbundenen ökonomischen und ökologischen Bewertung der aufgestellten LFM Szenarien, die Überlegungen eines Rückbaus und der damit verbundenen stofflichen Verwertung der deponierten MVA-Schlacke weiter angestrebt werden sollte.

8 Zusammenfassung

Landfill Mining Vorhaben an Deponien für Rückstände aus der thermischen Behandlung von Siedlungsabfällen können einen großen Beitrag zur Ressourcenschonung beitragen. Nicht nur enthaltene Metalle wie Eisen, Kupfer, Aluminium oder Zink können dem Wirtschaftskreislauf wieder zugeführt werden, sondern auch ein erheblicher Teil der enthaltenen Mineralik kann aufbereitet werden und in unterschiedlichen Verwendungsformen wieder zum Einsatz kommen.

Die durchgeführten Untersuchungen haben gezeigt, dass eine erhebliche Menge an zurückgewinnbaren Metallen in der MVA-Schlackedeponie Offenbach enthalten sind, welche mit konventionellen Aufbereitungsverfahren aus der Grobfraction der MVA-Schlacke abgetrennt werden können. Nach einer effizienten Aufbereitung gemäß dem Stand der Technik verbleiben aber in der bisher nicht behandelten feinfractionierten MVA-Schlacke erhebliche Mengen an Kupfer, Aluminium oder Zink. Bisher wurden diese Mengen mit dem mineralischen Hauptmassenstrom den unterschiedlichsten stofflichen Verwertungswegen zugeführt und gingen somit dem Wirtschaftskreislauf verloren. Dies ist zurückzuführen auf fehlende Technologien und Prozesse, die vor allem im Feinkornbereich eingesetzt werden können. Erschwert wird die Aufbereitung auch durch eine starke Verwachsung unterschiedlichster Bestandteile der MVA-Schlacke.

Aus diesen Gründen kam im Technikumsmaßstab zur Aufbereitung der Feinfraction der MVA-Schlacke der Deponie Offenbach das von der TU-Clausthal entwickelte RENE-Verfahren zum Einsatz, welches gezielt NE-Metalle aus der Feinfraction zurückgewinnen kann. Die Ergebnisse zeigen, dass durch die Aufbereitung der Feinfraction noch erhebliche Mengen an NE-Metallen zurückgewonnen werden können. Durch die gewonnenen Ergebnisse wurden speziell für die MVA-Schlackedeponie Offenbach zwei LFM Szenarien mit unterschiedlichen Technologisierungsgrad aufgestellt, um auch die enthaltenen Metalle in der Feinfraction möglichst vollständig zurückzugewinnen. Dabei kommt es im LFM Szenario 1a nur zu einer Aufbereitung der Grobfraction der MVA-Schlacke und im LFM Szenario 1b zu einer zusätzlichen Aufbereitung der Feinfraction.

Die gewonnenen Stoffströme können den unterschiedlichsten Verwertungswegen zugeführt werden. So kann die Fe-Fraction aus der Grobkornaufbereitung in Elektrostahlwerken für die Herstellung von Baustahl eingesetzt werden. Die NE-Fraction hingegen muss erst einer Konditionierung zugeführt werden, um sie anschließend stofflich zu verwerten. Die Konzentrate an Aluminium und Kupfer, die durch das RENE-Verfahren zurückgewonnen werden, können anschließend zur Sekundärerzeugung von Kupfer und Aluminium eingesetzt werden und somit eine erhebliche Menge an Energie und CO₂ einsparen. Die zurückgewonnene Mineralik aus der Grobfraction der MVA-Schlacke kann als ein bodenähnliches Recyclingmaterial eingestuft werden, welches aber nicht mit natürlichem Boden gleichzusetzen ist. Dennoch existiert eine Vielzahl von Anwendungsmöglichkeiten, denen die bodenmechanische, hydraulische sowie chemische Qualität von MVA-Schlacke genügt. Der verbleibende mineralische Rückstand des RENE-Verfahrens könnte aufgrund seiner chemischen Eigenschaften (Verhältnis der CaO- zu den Al₂O₃ + Fe₂O₃- und den SiO₂-Phasen) für den Einsatz als Rohmehlersatz oder für geblähte Leichtbaustoffe interessant sein. Ebenfalls ein positiver Effekt ist, dass das Material nicht mehr unter dem Einsatz großer Mengen Energie entsäuert werden müsste. Somit könnte der Einsatz der feinkörnigen HMV-Schlacke in der Zementklinkerproduktion ähnliche ökologische Vorteile mit sich bringen, wie sie durch den heutigen Einsatz von z.B. Braunkohlenschlacken realisiert werden können. Jedoch steht die stoffliche Verwertung der mineralischen Rückstände der HMV-Schlacke aus dem RENE-Verfahren unterschiedlichen Herausforderungen gegenüber:

- Unklare Aschenkomponenten,
- aufgeschmolzene und unkontrollierte erstarrte Schlackenphasen,
- unbekannter Phasenaufbau und Kristallisationsgrad,
- Einfluss der Heterogenität der HMV-Schlacke auf etwaige Verwertungsmaßnahmen.

Durch die ökonomische und ökologische Bewertung unter den gegebenen Randbedingungen konnte nachgewiesen werden, dass zumindest das LFM Szenario 1b mit dem höheren technischen Aufwand eine gewisse ökonomische Vorteilhaftigkeit mit sich bringt. Bei der ökologischen Bewertung sind beide gewählten LFM Szenarien im Vergleich zum gewählten Basisszenario klar von Vorteil und generieren

erhebliche Gutschriften vor allem durch die stoffliche Verwertung der zurückgewonnenen Metalle. Durch die stoffliche Verwertung der Mineralik kann ebenfalls eine erhebliche Menge natürlicher Ressourcen eingespart sowie der Flächenverbrauch reduziert werden.

Aus diesen Gesichtspunkten ist die Überlegungen eines Rückbaus der MVA-Schlackedeponie Offenbach und der damit verbundenen stofflichen Verwertung der deponierten MVA-Schlacke weiter anzustreben.

9 Ausblick

Nachdem in den ersten Untersuchungen bezüglich des Rückbaus der MVA-Schlackedeponie Offenbach gezeigt wurde, dass ein großes Rohstoffpotenzial vorliegt und dieses nicht nur mittels konventioneller Aufbereitungsverfahren, sondern auch mit neuen weiterführenden Aufbereitungsverfahren zurückgewinnbar ist, sollte der Fokus von weitergehenden Arbeiten auf folgende Aspekte gelegt werden:

- Zur weiteren Vorbereitung der Umsetzung eines LFM Vorhabens sollte eine größere Menge an MVA-Schlacke der Deponie Offenbach durch Schürfe entnommen werden und in einem großtechnischen Maßstab aufbereitet werden, um anhand großer Stoffstrommengen den Wertebereich der Qualität der potenziellen Ressourcen genauer zu bestimmen. Ebenfalls können dadurch neue Erkenntnisse gewonnen werden in Bezug auf die Realisierung des Rückbaus der MVA-Schlackedeponie Offenbach.
- Für die stoffliche Verwertung der erzeugten Stoffströme müssen Vermarktungsstrategien aufgestellt werden, um eine gezielte und ökonomisch vorteilhafte Verwertung der zurückgewonnenen Metalle sowie der Mineralik abzusichern.
- Auf Grundlage der zukünftig generierten Daten bezüglich der Quantitäten und Qualitäten der Stoffströme und der möglichen Anpassung der Aufbereitungskonzepte muss die ökonomische Bewertung angepasst werden, um sicherzustellen, dass eine ökonomische Vorteilhaftigkeit auch nach der Anpassung der Aufbereitungskonzepte besteht.
- Bei der Anpassung der ökonomischen Bewertung sollten auch der Wert des freiwerdenden Depo-niegrundstück sowie der Wert der freiwerdenden Deponiekapazität mit einbezogen werden.
- Ebenso sollte bei einer weiterführenden ökonomischen Bewertung des LFM Vorhabens das von *Bender (2016)* entwickelte dynamische Totalmodell Anwendung finden. Dieses berücksichtigt die in der Vergangenheit angesammelten Rückstellungen, welche für den Rückbau der MVA-Schlackedeponie Offenbach verwendet werden können. Dieses fand aus Vereinfachungsgründen in dieser Arbeit keine Anwendung.
- Die im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter beschriebenen Untersuchungen bezüglich der Produktqualitäten und der stofflichen Verwertung der Mineralik aus der Grob- und Feinkornaufbereitung müssen konsequent vorangetrieben werden, um einen Einsatz der Mineralik sicherzustellen.

Auf Grund dessen, dass in Deutschland nur eine geringe Anzahl an Deponien existiert, auf denen vornehmlich bzw. ausschließlich Verbrennungsrückstände aus der thermischen Behandlung von Siedlungsabfällen deponiert wurden, können solche wie in dieser Arbeit vorgestellten LFM Verfahren bei dem Rückbau von Hüttenhalden, Bergbauhalden oder auch Aufbereitungshalden zum Einsatz kommen. Bei den meisten Halden kann man davon ausgehen, dass sie signifikant höhere Gehalte an Wertstoffen enthalten als MVA-Schlackedeponien. Die Wertstoffe sind hierbei nicht nur enthaltene Metalle und Mineralik, sondern auch strategische Metalle, die bei einem Rückbau von Bedeutung wären. Ebenfalls stellt ein Haldenrückbau auch eine Alternative zu gängigen Sanierungskonzepten dar, die meist aus einer kostenintensiven Abdeckung und Versiegelung der Haldenoberfläche in Verbindung mit Grundwasserreinigungsmaßnahmen besteht. Somit könnten nicht nur Wertstoffe zurückgewonnen werden, sondern auch Schadstoffe eliminiert und Gefährdungspotenziale reduziert werden.

10 Literatur

AbwV (2017): Verordnung über Anforderungen über das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung – AbwV). Abwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Juni 2004 (BGBl. I S. 1108, 2625), die zuletzt durch Artikel 121 vom 29. März 2017 (BGBl. S. 626) geändert wurde.

Ahlert, A.; Hoffmann, F.; Walter, H.; Buhl, J.; Greiff, K.; Lettenmeier, M.; Liedtke, C.; Schippgers, M.; Steger, S. und Teugler, J. (2015): Global nachhaltige materielle Wohstandsniveaus – Analyse und Veranschaulichung global nachhaltiger materieller Versorgungspfade auf Ebene von Haushalten. FKZ371114105. [Online] [Zugriff: 15.03.2018] Verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_99_2015_global_nachhaltige_materielle_wohlstandsniveaus.pdf.

Allegrini, E.; Maresca, A.; Olsson, M. E.; Holtze, M.S.; Boldrin, A. und Astrup, T. F. (2014): Quantification of the resource recovery potential of municipal solid waste incineration bottom ashes. Waste Management. Ausgabe 34(9). September 2014. S. 1627 – 1636.

Alwast, H. und Riemann, A. (2010): Verbesserung der umweltrelevanten Qualitäten von Schlacken aus Abfallverbrennungsanlagen. Umweltbundesamt, Förderkennzeichen 363 01 256. [Online] [Zugriff: 19. Januar 2017]. Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/4025.pdf>.

Bachmann, I. (2018): Bericht über die Aufbereitung der Rückstände aus der thermischen Behandlung von Hausmüll in den Jahren 2013 bis 2017 der Aufbereitungsanlage für Rostschlacken und Straßenkehrschutt der Rhein-Main Deponie GmbH. Schriftliche Mitteilung vom 20.11.2018.

Bachmann, I. (2019): Mündliche Auskunft über die zurückgestellten Gelder für die Nachsorgephase der MVA-Schlackedeponie Offenbach. Mündliche Mitteilung vom 27.02.2019.

Bau- und Umweltschutzdirektion Kanton Basel-Landschaft (2012): Goldgrube Schlackedeponie Urban Mining – ein Praxisbeispiel. [Online] [Zugriff: 12.08.2017] Verfügbar unter: http://www.ecoserve.ch/fileadmin/_migrated/content_uploads/06_HSchaub_Goldgrube_Deponie.pdf.

Baugrundinstitut Franke-Meißner und Partner GmbH (bfm-wi) (2015): Schlackedeponie Offenbach, Abteufung von Aufschlussbohrungen zur Beprobung der Schlacke im Rahmen eines Forschungsvorhabens – Schlussbericht über die Bohrarbeiten. Im Auftrag von: MTR Main-Taunus-Recycling GmbH.

Barghoorn, M. (1981): Bundesweite Hausmüllanalyse 1979, 80: Erstellung von Probeplänen zur Untersuchung des Abfallaufkommens nach Art und Zusammensetzung in ausgewählten Städten und Landkreisen. Forschungsbericht 10303503. Umweltbundesamt. Berlin.

Barghoorn, M.; Gössele, P. und Kaworski, W. (1986): Bundesweite Hausmüllanalyse 1983 – 1985: laufende Aktualisierung des Datenmaterials aus der bundesweiten Hausmüllanalyse. Forschungsbericht 10303508. Umweltbundesamt. Berlin.

Bayerische Landesamt für Umwelt (LfU) (2018): Dioxine und PCB – Analysenverfahren. [Online] [Zugriff: 14.09.2018] verfügbar unter: https://www.lfu.bayern.de/analytik_stoffe/analytik_org_stoffe_dioxine_pcb/analysenverfahren/index.htm.

Belouschek, J. R. (2014): Aufbereitung und Verwertung von Müllverbrennungsschlacken im Kontext der Mantelverordnung. [Online] [Zugriff: 11.06.2018] Verfügbar unter: https://www.easyfairs.com/uploads/tx_ef/Belouschek_20140522.pdf.

BBodSchG (2015): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BbodSchG). In der Fassung der Bekanntmachung vom 17.03.1999 (BGBl. I S. 502). Die zuletzt durch Artikel 101 der Verordnung vom 31. August 2015 (BGBl. I S. 1474) geändert worden ist.

BBodSchV (2015): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV). In der Fassung der Bekanntmachung vom 12.07.1999 (BGBl. I S. 1554). Die zuletzt durch Artikel 102 der Verordnung vom 31. August 2015 (BGBl. I S. 1474) geändert worden ist.

Becker, B.; Münnich, K. und Fricke, K. (2016): Vorbereitende Arbeiten zum Deponierückbau. In: Krüger, M.; Becker, B. und Fricke, K.; S. Spengler, N. Dichtl, T. Pretz, P. Quicker, D. Goldmann, F. Knappe und G. Dehoust (2016): Leitfaden zum Enhanced Landfill Mining. Bundesministerium für Bildung und Forschung r3- Strategische Metalle, Verbundvorhaben TÖNSLM. FKZ033R090A. [Online] [Zugriff: 16.03.2017] Verfügbar unter: https://www.umwelt.nrw.de/fileadmin/redaktion/Broschueren/_landfill_mining_leitfaden.pdf. S. 22 – 37.

Becker, H. P. (2016): Investition und Finanzierung – Grundlagen der betrieblichen Finanzwirtschaft. 7. Auflage. Springer Gabler. Wiesbaden.

Belevi, H.; Johnson, C. A.; Lichtensteiger, T.; Rich, H. W. und Zeltner, C. (1992): Charakterisierung der Schlacke und ihre Wechselwirkungen. In: Stäubli, B. (Hrsg.): Emissionsabschätzung für Kehrichtschlacke unter verschiedenen Ablagerungsbedingungen (Projekt EKESA). Amt für Gewässerschutz und Wasserbau des Kantons Zürich. 1992. Kapitel 4. S. 20 – 21.

Bertram, H.-U. (2012): Ist eine Null-Abfallgesellschaft erstrebenswert? In: Thomé-Kozmiensky, K. J. und Goldmann D. (Hrsg.): Recycling und Rohstoffe – Band 5. Neuruppin. TK-Verl. S 221 – 242.

Bialucha, R. und Spanka, M. (2014): Zeitliche Entwicklung der Karbonatisierung von Stahlwerksschlacken und Auswirkung auf die Löslichkeit umweltrelevanter Bestandteile. In: Heußner, M. und Motz, H. (Hrsg.): Schlacken aus der Metallurgie – Chancen für Wirtschaft und Umwelt, Band 3. Neuruppin. TK-Verl. S 285 – 297.

39. BImSchV (2016): Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen (39. BImSchV). Vom 2. August 2010 (BGBl. I S. 1065), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 10. Oktober 2016 (BGBl. I S. 2244) geändert wurde.

Binnemans, K.; Jones, P. T.; Blanpain, B.; Van Gerven, T.; Yang, Y.; Walton, A. und Buchert, M. (2013): Recycling of rare earths: a critical review. Journal of Cleaner Production. Ausgabe 51. S. 1 – 22.

BIOLAB Umweltanalysen GmbH (2018): Analysenbericht B1808444 Deklaration nach LAGA M20 / M19 MVA-Schlacke.

Bipp, H.-P., Riemschneider, P., Fischer, K., Bieniek, D. und Kettrup, A. (1996): Verfahren zur Reduzierung der Schwermetallgehalte von Schwermetallhaltigen Verbrennungs- und Pyrolyserückständen. Patentanmeldung. Anmeldenummer: 96100733.3. [Online] [Zugriff: 14.03.2018] Verfügbar unter: https://patentimages.storage.googleapis.com/31/0b/fb/721f4d6ea3e605/EP07308_84A1.pdf.

Bluhm, H.; Frey, W.; Giese, H.; Hoppe, P.; Schultheiß, C. und Sträßner, R. (2000): Application of pulsed HV discharges to material fragmentation and recycling. In: IEEE Transactions on Dielectrics and Electrical Insulation. Ausgabe 7(5). S. 625 – 635.

Bockreis, A. und Knappe, J. (2011): Landfill Mining – Deponie als Rohstoffquelle. In: Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft. Ausgabe 63(3-4). S. 70 – 75. [Online] [Zugriff am 04. Januar 2018]. Verfügbar unter: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007 %2Fs00506-010-0275-1.pdf>.

Bollwien, K. (1994): Umlagerung einer Deponie – Beispiel Stadt Wolfsburg. In: Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft. Stuttgart: Verl. Abfall Aktuell. Economica-Verl. S. 21 – 219.

Böni, D. (2009): Trockener Schlackenausstrag – Ungenutzte Potentiale in der Abfallverwertung. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. und Beckmann, M. (Hrsg.): Energie aus Abfall. Band 6. Neuruppin. TK-Verl. S. 109 – 125.

Böni, D. (2018): Thermo-Recycling: Effiziente Gewinnung von Wertstoffen aus der Trockenschlacke. In: Stegmann, R; Rettenberger, G.; Ritzkowski, M; Kuchta, K.; Siechau, R.; Fricke, K. und Heyer, K.-U. (Hrsg.): Deponietechnik 2018. Abfall aktuell. S. 257 – 268.

Brammer, F.; Bahadir, M.; Collins, C. J.; Hanert, H. H. und Koch, E. (1997): Rückbau von Siedlungsabfalldeponien. Stuttgart: Teubner. Teubner-Reihe Umwelt. 1997.

Breitenstein, B.; Goldmann, D. und Quedenfeld, I. (2013): ReNe-Verfahren zur Rückgewinnung von dissipativ verteilten Metallen aus Verbrennungsrückständen der thermischen Abfallbehandlung. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Aschen, Schlacken, Stäube – aus Abfallverbrennung und Metallurgie. Neuruppin. TK-Verl. S. 341 – 352.

Breitenstein, B.; Goldmann, D. und Heitmann, B. (2015): In: NE-Metallrückgewinnung aus Abfallverbrennungsschlacken unterschiedlicher Herkunft. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Mineralische Abfälle und Nebenprodukte – Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. Band 2. Neuruppin. TK-Verl. S 255 – 274.

Breitenstein, B. (2016): Bericht zur Aufbereitung von MVA-Schlacke aus der Deponie Offenbach. Interner Bericht im Rahmen des Verbundvorhaben TÖNSLM. Förderkennzeichen: 033R090A. nicht veröffentlichter projektinterner Bericht.

Breitenstein, A.; Kieckhäfer, K. und Spengler T. S. (2016): TönsLM – Rückgewinnung von Wertstoffen aus Siedlungsabfall- und Schlackendeponien. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. und Goldmann, D. (Hrsg.): Recycling und Rohstoffe. Band 9. Neuruppin. TK-Verl. S 193 – 208.

Breitenstein, A. (2017a): Strategische Planung von Landfill-Mining-Vorhaben – Konkretisiert für Deponien in Deutschland. Springer Fachmedien Wiesbaden GmbH. Wiesbaden.

Breitenstein, B. (2017b): Das „RENE-Verfahren“ zur Rückgewinnung von NE-Metallen aus feinkörnigen Rostaschen der thermischen Abfallbehandlung und energetischen Verwertung. Dissertation. Fakultät für Energie- und Wirtschaftswissenschaften der Technischen Universität Clausthal. [Online] [Zugriff: 19.05.2017] Verfügbar unter: https://dokumente.ub.tu-clausthal.de/servlets/MCRFileNodeServlet/clausthal_derivate_00000274/Db113144.pdf.

Breitenstein, B. (2017c): Projektbezogener interner Bericht zur Aufbereitung von MVA-Schlacke aus der Deponie Offenbach.

Briese, D.; Dulli, B. und Westerholm, H. (2012): Der Markt für MVA-Schlacke. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. und Goldmann, D. (Hrsg.): Recycling und Rohstoffe. Band 5. Neuruppin. TK-Verl. S 811 – 818.

Briese, D.; Herden, A. und Esper, A. (2014): Markt für Sekundärrohstoffe in der Baustoffindustrie bis 2020 – Kraftwerksnebenprodukte, MVA-Schlacken und Recycling-Baustoffe –. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Mineralische Nebenprodukte und Abfälle: Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. Neuruppin. TK-Verl. S 117 – 128.

Bruckhard, W.; Somerville, M. und Hao, F. (2004): The recovery of copper, by flotation, from calcium-ferrite-based slags made in continuous pilot plant smelting trials. In: Minerals Engineering. Ausgabe 17(4). S. 495 – 504.

Brunner, P. H. (2005): Ressourcenstrategie Orientierung durch ein heuristisches Konzept für eine stoffbezogene Umweltpolitik. [Online] [Zugriff: 12.05.2018] Verfügbar unter: https://publik.tuwien.ac.at/files/PubDat_146650.pdf.

Bunge, R. (2014): Interessante Aufschlüsse - Die UMTEC-Methode zur Bestimmung der Metallgehalte in MVA-Schlacken liefert exakte Ergebnisse. ReSource. Ausgabe 3/2014.

Bundesfinanzministerium (BMF) (1995): AfA-Tabelle für den Wirtschaftszweig "Abfallentsorgungs- und Recyclingwirtschaft". [Online] [Zugriff: 20.09.2018] Verfügbar unter: https://www.bundesfinanzministerium.de/Content/DE/Standardartikel/Themen/Steuern/Weitere_Steuerthemen/Betriebspruefung/AfA-Tabellen/1995-07-01-afa-27.pdf?__blob=publicationFile&v=3.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) (2002): Neue Regeln für die untertägige Abfallverwertung. [Online] [Zugriff: 03.01.2018] Verfügbar unter: http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Abfallwirtschaft/bergversatz_hintergrund.pdf.

Bundesamt für Umwelt (BAFU) (2013): Analysemethoden im Abfall- und Altlastenbereich. Umwelt-Vollzug Nr. 1334. Verfügbar unter: <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/altlasten/publikationen-studien/publikationen/analysenmethoden-abfall-altlasten.html>.

Bundesverband Baustoffe – Steine und Erden e.V. (BBS) (2016): Die Nachfrage nach Primär- und Sekundärrohstoffen der Steine-und-Erden-Industrie bis 2035 in Deutschland. [Online] [Zugriff: 10.05.2018] Verfügbar unter: https://www.baustoffindustrie.de/fileadmin/user_upload/bbs/Daten/Downloadarchiv/Rohstoffe/2016-04-07_BBS_Rohstoffstudie.pdf.

Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) (2017a): Referentenentwurf zur Verordnung zur Einführung einer Ersatzbaustoffverordnung, zur Neufassung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung und zur Änderung der Deponieverordnung und der Gewerbeabfallverordnung, [Online] [Zugriff: 10.02.2018] Verfügbar unter: http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Gesetze/mantelv_vorblatt_begrueundung.pdf.

Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) (2017b): Verordnung zur Einführung einer Ersatzbaustoffverordnung, zur Neufassung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung und zur Änderung der Deponieverordnung und der Gewerbeabfallverordnung [Online] [Zugriff: 10.02.2018] Verfügbar unter: http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Abfallwirtschaft/mantelv_entwurf_bf.pdf.

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) (2017): Deutschland – Rohstoffsituation 2016. [Online] [Zugriff: 10.03.2018] Verfügbar unter: https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Min_rohstoffe/Downloads/rohsit-2016.pdf?__blob=publicationFile&v=4.

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) (2018): Sand – Auch in Deutschland bald knapp?. [Online] [Zugriff: 10.05.2018] Verfügbar unter: https://www.bgr.bund.de/DE/Gemeinsames/Produkte/Downloads/Commodity_Top_News/Rohstoffwirtschaft/56_sand.pdf;jsessionid=53011D16D456E68D6070B1DEEAECF3CE.2_cid321?__blob=publicationFile&v=5.

Burmeier, H. (2014): Stillgelegte Deponien – Nachsorge ohne Ende?. 15. Niedersächsisches Bodenschutzforum. 21.10.2014. [Online] [Zugriff: 10.03.2018] Verfügbar unter: https://www.ngsmbh.de/bin/pdfs/Vortrag_211014_Burmeier.pdf.

C. Christophel GmbH (2018): Auskunft über Anschaffungskosten eines Schrägrost Rüttelsieb (Powerscreen® Warrior 800). Schriftliche Mitteilung vom 06.11.2018.

CDM Smith Consult GmbH (2015): Messbericht – Messtechnische Begleitung der Aufschlussbohrungen auf der Schlackedeponie Offenbach. Im Auftrag von: MTR Main-Taunus-Recycling GmbH.

Che-Kuan, C.; Chieh, L.; Lin-Chi, W. und Gu-Ping C.-C. (2006): The size distribution of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in the bottom ash of municipal solid waste incinerators. Chemosphere. Ausgabe 65. S. 514 – 520.

DEKVO (2010): Deponieeigenkontrollverordnung – Verordnung über die Eigenkontrolle von oberirdischen Deponien (DEKVO). In der Fassung der Bekanntmachung vom 03.03.2010 (GVBl. I S. 101). Die zuletzt durch Art. 2 4. der Verordnung vom 22. November 2017 (GVBl. S. 383) geändert worden ist.

Deike, R.; Eber, D.; Warnecke, R. und Vogell, M. (2012): Abschlussbericht zum Projekt „Recyclingpotenziale bei Rückständen aus der Müllverbrennung“. Universität Duisburg Essen. Fakultät für Ingenieurwissenschaften Institut für Metallurgie und Umformtechnik. [Online] [Zugriff: 12.07.2017] Verfügbar unter: https://www.itad.de/information/studien/20130110DEIKEMVAARecyclingpotential_Abschlussbericht.pdf.

DepV (2009): Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung – DepV). In der Fassung der Bekanntmachung vom 27.04.2009 (BGBl. I S. 900). Die zuletzt durch Artikel 2 der Verordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465) geändert worden ist.

DIN 4022 (1981): Benennung und Beschreibung von Boden und Fels Schichtenverzeichnis für Bohrungen im Fels (Festgestein). März 1981. Berlin: Beuth. Deutsche Norm.

DIN 18130-1 (1998): Baugrund, Untersuchungen von Bodenproben – bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwertes. Teil 1: Laborversuche. Mai 1998. Berlin: Beuth. Deutsche Norm.

DIN 51001 (2003): Prüfung oxidischer Roh- und Werkstoffe. Allgemeine Arbeitsgrundlagen zur Röntgenfluoreszenz-Analyse (RFA). August 2003. Berlin: Beuth. Deutsche Normen.

DIN EN 12457-4 (2003): Auslaugung – Übereinstimmungsuntersuchung für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen Teil 4: Einstufiges Schüttelverfahren mit einem Flüssigkeits /Feststoffverhältnis von 10 l/kg für Materialien mit einer Korngröße unter 10 mm (ohne oder mit Korngrößenreduzierung) Deutsche Fassung EN 12457-4:2002. Januar 2003. Berlin: Beuth. Deutsche Norm.

DIN 38409-7 (2005): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Summarische Wirkungs- und Stoffkenngößen (Gruppe H) –Teil 7: Bestimmung der Säure- und Basekapazität (H 7). Dezember 2005. Berlin: Beuth. Deutsche Norm.

DIN 38409-7 (2005): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Summarische Wirkungs- und Stoffkenngößen (Gruppe H) –Teil 7: Bestimmung der Säure- und Basekapazität (H 7). Dezember 2005. Berlin: Beuth. Deutsche Norm.

DIN EN ISO 14044 (2006): Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen (ISO 14044:2006). Oktober 2006. Berlin: Beuth. Deutsche Norm.

DIN 51418-1 (2008): Röntgenspektralanalyse – Röntgenemissions- und Röntgenfluoreszenz-Analyse (RFA) – Teil 1: Allgemeine Begriffe und Grundlagen. August 2008. Berlin: Beuth. Deutsche Normen.

DIN 19528 (2009): Elution von Feststoffen – Perkulationsverfahren zur gemeinsamen Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen. Januar 2009. Berlin: Beuth. Deutsche Norm.

DIN EN ISO 14040 (2009): Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006). November 2009. Berlin: Beuth. Deutsche Norm.

DIN 18196 (2011): Erd- und Grundbau. Bodenklassifikation für bautechnische Zwecke. Mai 2011. Berlin: Beuth. Deutsche Normen.

DIN 18127 (2012): Baugrund, Untersuchung von Bodenproben – Proctorversuch. September 2012. Berlin: Beuth. Deutsche Norm.

DIN EN ISO 14688-1 (2013): Geotechnische Erkundung und Untersuchung – Benennung, Beschreibung und Klassifizierung von Boden – Teil 1: Benennung und Beschreibung (ISO 14688-1:2002 + Amd 1:2013). Dezember 2013. Berlin: Beuth. Deutsche Norm.

DIN 51418-2 (2015): Röntgenspektralanalyse – Röntgenemissions- und Röntgenfluoreszenz-Analyse (RFA) – Teil 2: Begriffe und Grundlagen zur Messung, Kalibrierung und Auswertung. März 2015. Berlin: Beuth. Deutsche Normen.

DIN 19529 (2015): Elution von Feststoffen – Schüttelverfahren zur Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen mit einem Wasser/Feststoff-Verhältnis von 2 l/kg. Dezember 2015. Berlin: Beuth. Deutsche Norm.

DIN EN ISO 17892-4 (2017): Geotechnische Erkundung und Untersuchung – Laborversuche an Bodenproben – Teil 4: Bestimmung der Korngrößenverteilung (ISO 17892-4:2016); Deutsche Fassung EN ISO 17892-4:2016. April 2017. Berlin: Beuth. Deutsche Norm.

Dittmar, C.; Gottheil, K. M. und Mossotter, T. (1990): Kombinationsabdichtung für Deponien – Versuche zum Verhalten unter thermischer Belastung. Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft. 141. 1990. S. 364 – 368.

Dittrich, S.; Thome, V.; Seifert, S. und Maier, M. (2016): Effektive Aufbereitung von Müllverbrennungsschlacke mittels Hochspannungsimpulsen. In: Chemie Ingenieur Technik. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA. Ausgabe 88(4). S. 461 – 468.

Dott, W.; Dossin, M.; Lewandowski, B. und Schacht, P. (2013): Bioleaching von Schwermetallen aus Aschen und Schlacken mit gleichzeitiger Rückgewinnung von Phosphat. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Aschen, Schlacken, Stäube – aus Abfallverbrennung und Metallurgie. Neuruppin. TK-Verl. S. 555 – 564.

Durner, W.; Hopp, L.; Bucko, U; Pfeiffer, S. (2004): Durchführung von Säulenversuchen, Elution, Lysimeterversuche und Stofftransport Modellierung in Hinblick auf die Verfahrensoptimierung zur Sickerwasserprognose. Bayreuth, Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth. Verfügbar unter: https://www.lfu.bayern.de/analytik_stoffe/sickerwasserprognose/doc/abschlussbericht_verfahrensoptimierung.pdf

Duwe, C.; Schnell, A. und Rübner, K. (2013): Recycling-Baustoffe aus Shredder-Sanden. [Online] [Zugriff: 12.06.2018] verfügbar unter: http://www.abw-recycling.de/r13/Duwe_TUC_Shredder-Sande_R13.pdf.

Ehrenstein, G. W. (1998): Thermische Belastung von Deponiebahnen aus Kunststoff durch Wärmeentwicklung. Lehrstuhl für Kunststofftechnik. Erlangen-Nürnberg. Zitiert in: Spieser, C. (2001): Exotherme Stoffumsetzung in MVA-Schlackedeponien: Mineralogische und geochemische Charakterisierung von Müllverbrennungsschlacke, Stoff- und Wärmebilanz. Dissertation. Institut für Wasserchemie und Chemische Balneologie, Lehrstuhl für Hydrologie, Hydrochemie und Umweltanalytik der Technischen Universität München. [Online] [Zugriff: 05. Juni 2017] Verfügbar unter: <https://mediatum.ub.tum.de/doc/601188/601188.pdf>.

Ehrig, H.-J. (1998): Verbundvorhaben „Mechanisch-Biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“ Teilvorhaben 3/4 „Anforderungen an und Bewertung von biologischen Vorbehandlungen für die Abfallwirtschaft, Abschlussbericht, FKZ 1480964 Bergische Universität-Gesamthochschule Wuppertal.

Eigenbetrieb Abfallwirtschaft und Abfallentsorgung – Umlandverband Frankfurt – Müllverbrennungsanlage Offenbach (1994): belegungsplan der MVA Offenbach, Schriftliche Mitteilung an die technische Universität Braunschweig LWI für Wasserbau, 24. Oktober 1994.

Eigenbetrieb Stadtwerke Flörsheim am Main (2018): Auskunft über gewerbliche und industrielle Wasserpreise im Einzugsgebiet der Stadtwerke Flörsheim am Main. Schriftliche Mitteilung vom 31.10.2018.

EKVO (2010): Abwassereigenkontrollverordnung (EKVO). In der Fassung der Bekanntmachung vom 23.07.2010 (GVBl. I S. 257). Die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 22. November 2017 (GVBl. S. 383) geändert worden ist.

Erdmann, L.; Behrendt, S. und Feil, M. (2011): kritische Rohstoffe für Deutschland. Identifikation aus Sicht deutscher Unternehmen wirtschaftlich bedeutsamer mineralischer Rohstoffe, deren Versorgungslage sich mittel- bis langfristig als kritisch erweisen könnte. Abschlussbericht. Im Auftrag der KfW Bankengruppe. [Online] [Zugriff: 15.03.2018] Verfügbar unter: <https://www.izt.de/fileadmin/publikationen/54416.pdf>.

Feil, M. und Rüttinger, L. (2011): Rohstoffkonflikte nachhaltig vermeiden. Risikoreiche Zukunftsrohstoffe? Fallstudie und Szenarien zu China und Seltene Erden – Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes. Teilbericht Nr. 3.4. FKZ370819102. [Online] [Zugriff: 17.03.2018] Verfügbar unter: https://www.adelphi.de/de/system/files/mediathek/bilder/rohkon_bericht_3-4_china_1_0.pdf.

Feisthammel, P. (2018): Spezifisches Gewicht und Heizwerte. [Online] [Zugriff: 20.10.2018] Verfügbar unter: <https://www.energie-gedanken.ch/umrechnungsfaktoren/>.

Ferstl, W. (2002): Physikalisch-chemische Charakterisierung von Kolloiden in Wasser/Reststoff-Systemen: Kolloidgetragene Schwermetallmobilisierung in Schlacken. Forschungszentrum Karlsruhe, in der Helmholtz-Gemeinschaft. FZKA 6736. [Online] [Zugriff: 08. April 2017]. Verfügbar unter: <https://publikationen.bibliothek.kit.edu/200052253/3814234>.

Firsbach, F. G. und Senk, D. G. (2017): Nachhaltigkeit durch Schlackenverarbeitung – Wärmerückgewinnung und Trockengranulation. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 3 – Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. Neuruppin. TK-Verl. S 279 – 292.

Fischer, R. (2014): Verwendung von Hausmüllverbrennungsschlacke nach gegenwertigen und zukünftigen Regelwerken – als Beispiel für die Ersatzbaustoffe. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Mineralische Nebenprodukte und Abfälle – Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. Neuruppin. TK-Verl. S 210 – 240.

Franke, M.; Mocker, M. und Löh, I. (2011): Landfill- Mining. Rohstoffpotential von Deponien. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. und Goldmann, D. (Hrsg.): Recycling und Rohstoffe. Neuruppin. TK-Verl. S 403 – 418.

Fricke, K.; Heußner, C.; Schulte, B. und Wanka, S. (2012): Landfill-Mining. Ein Beitrag der Abfallwirtschaft für die Ressourcensicherung. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. und Goldmann, D. (Hrsg.): Recycling und Rohstoffe. Band 5. Neuruppin: TK-Verl. S. 933 – 944.

Fritsch, P.; Hoch, W.; Merkl, G.; Ottlinger, F.; Rautenberg, J.; Weiß, M. und Wricke, B. (2014): Taschenbuch der Wasserversorgung. 16. Auflage. Springer Vieweg Verlag. Wiesbaden.

Frischen N. und Bunzel, M. (2017): Nassmechanische Aufbereitung von Abfallverbrennungsaschen – Aktuelle Erfahrungen und Ergebnisse von großtechnischen Versuchen. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. Thiel, S.; Thomè-Kozmiensky, E.; Friedrich, B.; Pretz, T.; Quicker, P.; Senk, D. G. und Wotruba, H. (Hrsg.): Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 4 – Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. Neuruppin. TK-Verl. S 127 – 144.

Förstner, U. und Hirschmann, G. (1997): Langfristiges Deponieverhalten von Müllverbrennungsschlacken: Abschlussbericht. PT AWAS. Berlin.

Funari, V.; Braga, R.; Bokharie, S. N. H.; Dinelli, E. und Meisel, T. (2015): Solid residues from Italian municipal solid waste incinerators: A source for "critical" raw materials. Waste Management. Ausgabe 45. S. 206 – 216.

Gabriel, M.; Popp, M. (2014): Abfall als Rohstoff – das Potenzial von Urban Mining für die Nachhaltigkeit. Ludwig-Maximilians-Universität München, Department für Geographie, Lehrstuhl für Wirtschaftsgeographie und Tourismusforschung. [Online] [Zugriff am: 03. Januar 2018]. Verfügbar unter: [http://urbanmining.at/Content/uploads/2015/04/Seminararbeit_publish .pdf](http://urbanmining.at/Content/uploads/2015/04/Seminararbeit_publish.pdf).

Gäth, S. und Nispel, J. (2012): Betrachtung des Ressourcenpotential der Kreismülldeponie Hechingen. Eine ressourcenorientierte, ökonomische, ökologische und technische Abschätzung. Abschlussbericht. [Online] [Zugriff: 11.03.2018] Verfügbar unter: http://www4.lubw.baden-wuerttemberg.de/service/is/207015/Abschlussbericht_Endversion.pdf?command=downloadContent&filename=Abschlussbericht_Endversion.pdf.

Gisbertz, K. und Friedrich, B. (2015): VeMRec – Metallurgische Herausforderungen beim Recycling von NE-Metallkonzentraten aus Abfallverbrennungs-Rostasche. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 2 – Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. Neuruppin. TK-Verl. S 227 – 253.

Götz, U. (2014): Investitionsrechnung – Modelle und Analysen zur Beurteilung von Investitions-vorhaben. 6. Auflage. Springer-Verlag. Berlin.

Gosten, A. (2009): Untersuchung über den Nutzen des Deponierückbaus – Gedanken zum Deponierückbau unter heutigen Rahmenbedingungen am Beispiel einer BSR-Deponie. In Thomè-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Recycling und Rohstoffe. Band 2. Neuruppin: TK-Verl. S. 447 – 468.

Gronholz, C. und Schmidt, M. (2016): Verbundvorhaben: ATR Aufschluss, Trennung und Rückgewinnung von ressourcenrelevanten Metallen aus Rückständen thermischer Prozesse mit innovativen Verfahren. BMBF-Forschungsvorhaben. Förderkennzeichen 033R086. [Online] [Zugriff: 12.05.2018] Verfügbar unter: <https://opus4.kobv.de/opus4-bam/frontdoor/index/index/docId/38802>.

Grünbein, M; Wegekamp, D. und Rüßmann, D. (2015): Steigerung der Wertstoffseparation von Rostaschen aus der Nassentschlackung durch Optimierung konventioneller Technik. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 2 – Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. Neuruppin. TK-Verl. S. 149 – 165.

GrwV (2017): Verordnung zum Schutz des Grundwassers (Grundwasserverordnung – GrwV). Grundwasserverordnung in der Fassung vom 9. November 2010 (BGBl. I S. 1513), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 4. Mai 2017 (BGBl. I S. 1044) geändert wurde.

Haeming, H. (2017): Gibt es Deponiebedarf für mineralische Abfälle?. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. Thiel, S.; Thomè-Kozmiensky, E.; Friedrich, B.; Pretz, T.; Quicker, P.; Senk, D.G. und Wotruba, H. (Hrsg.): Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 4 – Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. Neuruppin. TK-Verl. S 421 – 434.

Harting, L. (1991): Handbuch der Abwasser- und Recyclingtechnik für die metallverarbeitende Industrie. 2. Auflage. Carl Hanser Verlag. München. Wien.

Hentschel, B. (1999): Vergleichende mineralogische und chemische Untersuchungen an Rostschlacken aus Anlagen zur thermischen Abfallbehandlung – Alterungsverhalten und Einfluss der Anlagenbetriebsweise. Shaker Verlag, Aachen.

Heyer, K.-U.; Lala, A.; Brinkmann, U. (1998): Standartarbeitsvorschrift SAV 3. [Buchverf.] Ehrig H.-J. und Brinkmann U. Verbundvorhaben Deponiekörper – Zusammenfassender Abschlussbericht zum Arbeitsgebiet Siedlungsabfall. BUGH Wuppertal

Heyer, K.-U.; Hupe, K.; Kopp, A.; Stegmann, R. und Willand, A. (2006): Wann können Deponien aus der Nachsorge entlassen werden? Ergebnisse eines BMU UFOPLAN-Vorhabens. Deponie- & Biogasanlagen der gemeinsame Einstieg. Fachtagung vom 09.-10.05.2006 in Dresden. DAS – IB GmbH, Kiel. [Online] [Zugriff: 10.03.2018] Verfügbar unter: <http://www.ifas-hamburg.de/pdf/Deponienachsorgekriterien.pdf>.

Hirschlag, H. (1999): Zum geochemischen Langzeitverhalten von Müllverbrennungsschlacken – Analytik organischer Restkomponenten und deren Einfluß auf die Schwermetallmobilisierung. Wissenschaftlicher Bericht. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH. Verfügbar unter: <https://publikationen.bibliothek.kit.edu/200045047/3813754>.

Hirschmann, G. und Förstner, U. (1996): BMBF-Verbundforschungsvorhaben „Deponiekörper“ (mineralisierte Abfälle) Deponieverhalten von Schlacke aus Abfallverbrennungsanlagen für Hausmüll. In: Stief, (Hrsg.): Deponietechnik 1996 Untergrund – Abdichtung – Deponieverhalten – Deponierückbau. Berlin. S. 85 – 100.

Hirschmann, G. (1999): Langzeitverhalten von Schlacken aus der thermischen Behandlung von Siedlungsabfällen. Fortschritt-Berichte VDI, Reihe 15, Umwelttechnik, Nr. 220, VDI Verlag.

Hirschmann, G. und Förstner, U. (2000): Langzeitverhalten von Schlackedeponien. In: Stegmann, R.; Rettenberger, G.; Bidlingmaier W. und Ehrig H.J., (Hrsg.): Deponietechnik 2000, Dokumentation der 2. Hamburger Abfallwirtschaftstage „Deponietechnik 2000“. Hamburger Berichte Band 16. Verlag Abfall aktuell. Stuttgart.

Hjemar, O. (1996): Disposal strategies for municipal solid waste incineration residues. Journal of Hazardous Materials. Ausgabe 47(1-3). S. 345 – 368.

Huang Y.; Takaoka, M. und Takeda, N. (2003): Chlorobenzenes removal from municipal solid waste incineration fly ash by surfactant-assisted column flotation. In: Chemosphere. Ausgabe 52(4). S. 735 – 743.

Huber, H.; Jaros, M. und Lechner, P. (1996): Emissionsverhalten von MVA-Schlacke nach künstlicher Alterung. Endbericht. Wien. [Online] [Zugriff: 20. August 2017] Verfügbar unter: http://www.wenigermist.at/uploads/2010/06/MVA-Schlacke_1996.pdf.

Heußner, C (2017): Phosphatrückgewinnung aus Deponien und Altablagerungen. Dissertation. Fakultät Architektur, Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften. Technische Universität Braunschweig. [Online] [Zugriff: 12.04.2018] Verfügbar unter: https://publikationsserver.tu-braunschweig.de/servlets/MCRFileNodeServlet/dbbs_derivate_00044058/Diss_Heussner_Christof.pdf.

Holzlöhner, U. (1992): Austrocknung und Rißbildung in mineralischen Schichten der Deponiebasisabdichtung. Wasser und Boden. 5/1992. S. 289 – 293.

Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (ifeu) (2016): r³ – Strategische Metalle, Verbundvorhaben: TönsLM – Entwicklung innovativer Verfahren zur Rückgewinnung ausgewählter Ressourcen aus Siedlungsabfall- und Schlackendeponien - Schlussbericht des Instituts für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (ifeu) und des Unterauftragnehmers Öko-Institut e. V.. Förderkennzeichen 033R090E. nicht veröffentlichter projektinterner Bericht.

Jones, P. T.; Geysen, Y.; Tielmanns, Y.; Pontikes, B.; Blanpain, B.; Mishra, B. und Apelina, D. (2012): Closing Material Loops: The Enhanced Landfill Mining Concept. In: The Journal of The Minerals, Metals & Materials Society (TMS), Ausgabe 64(7). S. 743 – 744 [Online] [Zugriff am 13. Dezember 2017]. Verfügbar unter: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s11837-012-0378-1.pdf>.

Johnson, C. A. (1993): Chemischen Eigenschaften und Langzeitverhalten der Müllschlacke. In: Baccini, P. und Gamper, B. Hrsg.: Deponierung fester Rückstände aus der Abfallwirtschaft – Endlager-Qualität am Beispiel Müllschlacke. Hochschulverlag AG an der ETH Zürich. S. 35 – 53.

Johnson, C. A.; Brandenberger, S.; Baccini, P. (1995): acid neutralizing capacity of municipal waste incineration bottom ash, Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG). Ausgabe: 29. 1995. Verfügbar unter: <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es00001a018>.

Johnson, C. A.; Richner, A.; Vitvar, T.; Schittli, N. und Eberhard, M. (1998): Hydrological and Geochemical Factors Affecting Leachate Composition in MSWI Bottom Ash. Part I: The Hydrology of Landfill Lostorf. Journal of Contaminant Hydrology. 33. 1998. S. 361 – 376.

Kida, A.; Noma, Y. und Imida, T. (1996): Chemical Speciation and leaching Properties of Elements in Municipal Incineration Ashes. Waste Management. Ausgabe 16. S. 527 – 536.

KIT, (2013): Entwurf und Bau von Straßen – Teil: Straßenbautechnik. [Online] [Zugriff: 14.05.2017] Verfügbar unter: http://www.ise.kit.edu/EuB_SBT_2013.pdf.

Kieser, J.; Begand, S.; Hanke, W. (1995): Untersuchung kausaler Zusammenhänge zwischen Stoffumwandlungsvorgängen und Temperaturverhältnissen in der MVA-Schlackedeponie Offenbach/M.. Hessische Landesanstalt für Umwelt. Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz Heft 204.

Klinger, C. (1994): Mobilisationsverhalten von anorganischen Schadstoffen in der Umgebung von untertägigen Versatzbereichen am Beispiel von Reststoffen aus der Müllverbrennungsanlagen im Steinkohlengebirge des Ruhrkarbons. DMT-Berichte aus Forschung und Entwicklung. DMT-Institut für Wasser- und Bodenschutz. Baugrundinstitut, Essen. Zitiert In: Huber, H.; Jaros, M. und Lechner, P. (1996): Emissionsverhalten von MVA-Schlacke nach künstlicher Alterung. Endbericht. Wien. [Online] [Zugriff: 20. August 2017] Verfügbar unter: http://www.wenigermist.at/uploads/2010/06/MVA-Schlacke_1996.pdf.

Klein, R. (2002): Wasser-, Stoff- und Energiebilanz von Deponien aus Müllverbrennungsschlacke. Dissertation. Institut für Wasserchemie und Chemische Balneologie Lehrstuhl für Hydrologie, Hydromechanik und Umweltanalytik der Technischen Universität München Verfügbar unter: <https://mediatum.ub.tum.de/doc/601230/601230.pdf>. 2002.

Klein, T. (2010): Mineralische Sekundärbaustoffe im Straßenbau. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Mineralische Nebenprodukte und Abfälle – Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. Neuruppin. TK-Verl. S. 431 – 440.

Kluge, G.; Sallfeld, H. und Dannecker, W. (1979): Untersuchungen des Langzeitverhaltens von Müllverbrennungsschlacken. Texte des Umweltbundesamtes 21/82. Forschungsbericht Nr. 10301311, UBA-FB 82.

Klöpffer, W.; Grahl, B. (2009): Ökobilanz (LCA) – Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA. Weinheim.

Knorr, W.; Hentschel, B.; Marb, C.; Schädel, S.; Swerov, M.; Vierle, O. und Lay, J. P. (1999): Rückstände aus der Müllverbrennung. Chancen für eine stoffliche Verwertung von Aschen und Schlacken. Initiativen zum Umweltschutz 13. Berlin: Erich Schmidt Verlag.

Knappe F. (2011): Urban Mining – Es sind neue Wege notwendig. Müll und Abfall. Ausgabe 43(10). S. 460 – 465.

Kreislaufwirtschaft Bau (KrW-Bau) (2017): Mineralische Bauabfälle Monitoring 2014 - Bericht zum Aufkommen und zum Verbleib mineralischer Bauabfälle im Jahr 2014. [Online] [Zugriff: 12.05.2018] verfügbar unter: <http://www.kreislaufwirtschaft-bau.de/Arge/Bericht-10.pdf>.

Krook, J.; Svennsson, N. und Eklund, M. (2012): Landfill mining: a critical review of two decades of research. Waste Management. Ausgabe 32(3). S. 513 – 520.

Krüger, M.; Becker, B. und Fricke, K.; S. Spengler, N. Dichtl, T. Pretz, P. Quicker, D. Goldmann, F. Knappe und G. Dehoust (2016): Leitfaden zum Enhanced Landfill Mining. Bundesministerium für Bildung und Forschung r3- Strategische Metalle, Verbundvorhaben TÖNSLM. FKZ033R090A. [Online] [Zugriff: 16.03.2017] Verfügbar unter: https://www.umwelt.nrw.de/fileadmin/redaktion/Broschueren/landfill_mining_leitfaden.pdf.

KrWG (2012): Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (Kreislaufwirtschaftsgesetz - KrWG). In der Fassung der Bekanntmachung vom 24.02.2017 (BGBl. I S. 212). Die zuletzt durch Artikel 2 Absatz 9 des Gesetzes vom 20. Juli 2017 (BGBl. I S. 2808) geändert worden ist.

König, T. (1993): Untersuchungen zur Sortierung von Schlacken aus Hausmüllverbrennungsanlagen; Dissertation RWTH Aachen; Verlag Shaker, 1993.

Kuchta, K. und Enzner, V. (2015): Metallrückgewinnung aus Rostaschen aus Abfallverbrennungsanlagen – Bewertung der Ressourceneffizienz. EdDE-Dokumentation 17. Entsorgungsgemeinschaft der deutschen Entsorgungswirtschaft e.V. – EdDE.

Kuchta, K. und Enzner, V. (2016): Metallrecycling aus MV-Schlacke. In: Wiemer, K; Kern, M. und Raussen T. (Hrsg.): Bio- und Sekundärrohstoffverwertung XI – stofflich, energetisch. Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH. S. 367 – 372.

Kuchta, K.; Enzner, V. und Nanou, P. (2016): Metallrückgewinnung aus Rostaschen aus Abfallverbrennungsanlagen. [Online] [Zugriff: 03.04.2018] Verfügbar unter: <https://www.itad.de/information/studien/kuchta-metallrueckgewinnung-aus-rostaschen-aus-abfallverbrennungsanlagen>.

Kuster, E. (2016): Mobilisierbarkeit von Schwermetallen in frisch geschütteten Böden Versuche an der Lysimeteranlage Horw / LU. Masterarbeit. ETH Zürich. [Online] [Zugriff: 24.02.2018] Verfügbar unter: <http://e-collection.library.ethz.ch/eserv/eth:29484/eth-29484-01.pdf>.

LAGA PN 98, (2004): Richtlinie für das Vorgehen bei physikalischen, chemischen und biologischen Untersuchungen im Zusammenhang mit der Verwertung/Beseitigung von Abfällen (LAGA PN 98). Stand: Juli 2004. Mainz. Mitteilung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA). [Online] [Zugriff: 14.07.2017] Verfügbar unter: <http://www.laga-online.de/servlet/is/23874/>.

LAGA EW 98 (2017): Richtlinie für das Vorgehen bei physikalischen und chemischen Untersuchungen von Abfällen, verunreinigten Böden und Materialien aus dem Altlastenbereich Herstellung und Untersuchung von wässrigen Eluaten. Technische Regeln. September 2017. Verfügbar unter: https://www.laga-online.de/documents/m33_laga_ew98_september_2017_1509621527.pdf.

Lahl, U. und Struhl, R. (1993): Verwertung von Müllverbrennungsschlacken aus der Sicht des Grundwasserschutzes. Vom Wasser 80. S. 341 – 355.

Lam, C. H. K.; Ip, A. W. M, Barford, P. und McKay G. (2010): Use of Incineration MSW: A Review. Department of Chemical Engineering, Hong Kong University of Science and Technology, Clear Water Bay, Kowloon, Hong Kong. [Online] [Zugriff: 17.01.2018] Verfügbar unter: www.mdpi.com/2071-1050/2/7/1943/pdf.

Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) (1994): Merkblatt der Landesarbeitsgemeinschaft Abfall für die Entsorgung von Abfällen aus Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle. Stand: 1. und 2. März 1994. [Online] [Zugriff: 13.04.2017] Verfügbar unter: http://www.schlacke-breisgau.de/fileadmin/svb/pdf/LAGA_M19.pdf.

Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) (2003): Mitteilung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA)20, Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen - Technische Regeln. Stand: 6. November 2003. [Online] [Zugriff: 13.04.2017] Verfügbar unter: https://www.laga-online.de/documents/m20_nov2003u1997_2_1517834540.pdf.

Langhans, G. (1998): Biochemische Schwermetallauskreisung aus organischen Abfällen während des Anaerobprozesses. Abfallwirtschafts Journal, Ausgabe 5, S. 11-16.

Lee, K.; Archibald, D.; McLean, J. und Reuter, M. A. (2009): Flotation of mixed copper oxide and sulphide minerals with xanthate and hydroxamate collectors. In: Minerals Engineering. Ausgabe 22(4). S. 395 – 401.

Lenoir, D. und Fiedler, H. (1992): Bildungswege für chlorierte Dibenzo-p-dioxine und -furane bei der Abfallverbrennung. UWSF – Z Umweltchem Ökotox. Ausgabe 4(3). S. 157 – 163.

Lichtensteiger, T. und Zeltner, C. (1993): Wie lassen sich Feststoffqualitäten beurteilen?. In: Baccini, P. und Gamper, B. Hrsg.: Deponierung fester Rückstände aus der Abfallwirtschaft – Endlager-Qualität am Beispiel Müllschlacke. Hochschulverlag AG an der ETH Zürich.

Lichtensteiger, T. (1995): Deponieverhalten von Schlacken aus Rostfeuerungsanlagen. VDI-Bildungswerk. Seminar 9./10.3.95. München.

Lichtensteiger, T. (1996): Müllschlacke aus petrologischer Sicht. In: GEOWissenschaften. Jahrgang 14. Heft 5. Ernst & Sohn Verlag. Berlin. S.173 – 179.

Lopez, F. A.; Perez, R.; Garcia-Diaz, I. und Alguacil, F. J. (2015): Oxidation and waste-to energy output of aluminium waste packing during incineration. Waste Management. Ausgabe 43. September 2015. S. 162 – 167.

Lücke, T. (2004): Die weitgehende Aufbereitung von Müllverbrennungsschlacke nach dem Verfahren der Scherer + Kohl GmbH. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Optimierung der Abfallverbrennung 1. Neuruppin. TK-Verl. S. 621 – 624.

Maerz, P. (2012): Die Metalle der Schlacken aus Abfallverbrennungsanlagen. Dissertation. Fachbereich 13 — Bauingenieurwesen und Geodäsie der Technischen Universität Darmstadt.

Marzi, T.; Palitzsch, R.; Beckmann, R.; Kümmel, R.; Beard, A. und Keldenisch, K. (1998): Wirkungsmechanismen bei der Alterung von Müllverbrennungsasche. Müll und Abfall, 1998(5). S. 316 – 322.

Meinfelder, T. und Richers, U. (2008): Entsorgung der Schlacke aus der thermischen Restabfallbehandlung. Forschungszentrum Karlsruhe, in der Helmholtz-Gemeinschaft. FZKA 7422. [Online] [Zugriff: 04. März 2017]. Verfügbar unter: <http://www.its.kit.edu/pub/v/2008/meri08a.pdf>.

Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten Rheinland-Pfalz (1996): Anwenderhandbuch: Grabarbeiten an bestehenden Deponien und Altablagerungen. Trier. Zitiert in: Wanka, S. (2017): Nassmechanische Aufbereitung der Feinfraktion von Deponat mit dem Ziel der Erzeugung verwertbarer Stoffströme. Dissertation. Fakultät Architektur, Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften. TU-Braunschweig. [Online] [Zugriff: 10.01.2018] Verfügbar unter: https://publikationsserver.tu-braunschweig.de/servlets/MCRFileNodeServlet/dbbs_derivate_00044128/Diss_Wanka_Sebastian.pdf.

Mocker, M.; Fricke, K.; Löh, I.; Franke, T.; Bahr, K.; Münnich, K. und Faulstich, M. (2009): Urban Mining – Rohstoffe der Zukunft. In: Müll und Abfall. Ausgabe 2009 (10). S. 492 – 501.

Morf L. und Kuhne E. (2009): Qualitätsentwicklung konventionell ausgetragener Schlacke. Hrsg: A-WEL Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft, Baudirektion Kanton Zürich. [Online] [Zugriff: 10.03.2018] Verfügbar unter: https://awel.zh.ch/internet/audirektion/awel/de/abfall_rohstoffe_altlasten/veroeffentlichungen/_jcr_content/contentPar/publication_2/publicationitems/schlacke_qualitaetsentwicklung/download.spooller.download.1320054462148.pdf/qualitaetsentwicklung_austrag_schlacke_2009.pdf.

Morf, L.; Gloor, R.; Haupt, M.; Skutan, S.; Di Lorenzo, F. und Böni, D. (2013): Precious metals and rare earth elements in municipal solid waste – Sources and fate in a Swiss incineration plant. Waste Management. Ausgabe 33(3). September 2013. S. 634 – 644.

Mortimer, C.E. und Müller, U. (2015): Chemie – das Basiswissen der Chemie. 12. korrigierte und aktualisierte Auflage. Georg Thieme Verlag. Stuttgart.

M HMVA (2014): Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (FGSV), Arbeitsgruppe „Gesteinskörnungen, Ungebundene Bauweisen“ – Merkblatt über die Verwendung von Hausmüllverbrennungsgasche im Straßenbau (M HMVA). Ausgabe 2014. Köln. FGSV-Verl.

Müller, C. (2009): Zement mit mehreren Hauptbestandteilen im Betonbau. Beton und Stahlbeton. Ausgabe 104(2). S. 105 – 112.

Münnich, K.; Wanka, S. und Fricke, K. (2015): neue Deponiekapazitäten durch Deponierückbau? In: Wiemer, K.; Kern, M. und Raussen T. (Hrsg.): Bio- und Sekundärrohstoffverwertung X. Stofflich, energetisch. Witzenhausen: Witzenhausen-Institut f. Abfall Umwelt u. Energie. S. 449 – 461.

Muster, F. (2007): Rotschlamm. Reststoff aus der Aluminiumoxidproduktion – Ökologischer Rucksack oder Input für Produktionsprozesse? [Online] [Zugriff: 12.10.2018] Verfügbar unter: <http://www.uni-kassel.de/upress/online/frei/978-3-89958-359-5.volltext.frei.pdf>.

Neroth, G. und Vollenschaar, D. (2011): Wendehorst Baustoffkunde: Grundlagen – Baustoffe – Oberflächenschutz. 27. vollständig überarbeitete Auflage. Vieweg+Teubner Verlag / Springer Fachmedien Wiesbaden GmbH. Wiesbaden.

Nishida, K.; Nagayoshi, Y.; Ota, H. und Nagasawa, H. (2001): Melting and stone production using MSW incineration ash. Waste Management. Ausgabe 21(5). S. 443 – 449.

Oberdorfer, G. (1951): Lexikon der Elektrotechnik. Springer-Verlag Wien GmbH. Wien.

Öffentlicher Dienst (2018): TVöD BT-E - Besonderer Teil Entsorgung. [Online] [Zugriff: 20.09.2018] Verfügbar unter: <http://oeffentlicher-dienst.info/tvoed/e/>.

Onkelbach, A. (2015): Mineralische Ersatzbaustoffe – Herausforderungen der Wiederverwertung und Strategien zur Verbesserung der Marktsituation –. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 2 – Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. Neuruppin. TK-Verl. S 306 – 319.

Onkelbach, A. (2016): Handbuch Ersatzbaustoffe – Grundlagen für den Einsatz im Straßen- und Erdbau. Erweiterte und aktualisierte 4. Auflage. REMEX Mineralstoff GmbH (Hrsg.). Düsseldorf.

Pape, U. (2018): Kapitalwert. [Online] [Zugriff: 12.10.2018] Verfügbar unter: <https://wirtschaftslexikon.gabler.de/definition/kapitalwert-39806>.

Paul, M. (2014): Die Mantelverordnung – Überblick und Herausforderungen. In: Heußen M. und Motz, H. (Hrsg.): Schlacken aus der Metallurgie – Chancen für die Wirtschaft und Umwelt, Band 3. Neuruppin. TK-Verl. S 55 – 65.

Pfrang-Stotz, G. und Reichelt, J. (1996): Elutionsverhalten und bautechnische Eignung von Müllverbrennungsschlacken unter Berücksichtigung mineralogischer Einflüsse. VDI-Seminar Schlackenaufbereitung, -verwertung und -entsorgung. Bamberg.

Pfrang-Stotz, G. und Reichelt, J. (2005): Einfluss geänderter Stoffströme in der Abfallwirtschaft auf die zukünftige Qualität und die Verwertungsmöglichkeiten von Müllverbrennungsschlacken. Forschungszentrum Karlsruhe, in der Helmholtz-Gemeinschaft. FZKA 7025. [Online] [Zugriff: 19. November 2017]. Verfügbar unter: <https://d-nb.info/975292080/34>.

Pretz, T. und Feil, A. (2015): Aufbereitungsmethoden für eine hochwertige Verwertung von NE-Metallen aus Abfallverbrennungsrostaaschen. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 2 – Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. Neuruppin. TK-Verl. S 217 – 225.

Quicker, P.; Zayat-Vogel, B.; Pretz, T.; Garth, A.; Koralewska, R. und Malek, S. (2014): Nasse und trockene Entaschung in Abfallverbrennungsanlagen - Erkenntnisse für die Überarbeitung des BVT-Merkblatts Abfallverbrennung. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Mineralische Nebenprodukte und Abfälle – Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. Neuruppin. TK-Verl. S. 153 – 172.

Quicker P.; Stockschröder, J.; Zayat-Vogel, B.; Pretz, T.; Garth, A.; Koralewska, R.; Malek, S.; Gellermann, C.; Brämer, T.; Gabor, E. und Tiffert Y., (2015): Wertstoffpotenziale von trocken und nass ausgetragenen Abfallverbrennungsaschen – Forschungsergebnisse aus praktischen Untersuchungen. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 2 – Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. Neuruppin. TK-Verl. S 117 – 136.

Rechberger, H. und Clement, D. (2011): Urban Mining – städtebauliche Rohstoff-Potenziale. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. und Goldmann, D. (Hrsg.): Recycling und Rohstoffe. Band 4. Neuruppin. TK-Verl. S. 393 – 402.

Reichelt, J. (1996): Mineralogische Aspekte bautechnischer und umweltrelevanter Eigenschaften von Müllverbrennungsschlacken. Dissertation, Universität Fridericiana zu Karlsruhe.

Reimann, D. O. (1996): Schlackemenge und -inhaltsstoffe aus der thermischen Restabfallbehandlung. VDI-Seminar Schlackeaufbereitung, -verwertung und -entsorgung. Bamberg, 13.6. - 14.6.1996.

Reimann, D. O. (1988): Schwermetalle und anorganische Schadstoffe im Hausmüll mit ihrer Verteilung auf die feste und gasförmige Phase. VGB Kraftwerkstechnik. Ausgabe 68(8). S. 837 – 841.

Reinhardt, J.; Dehoust, G.; Knappe, F.; Theis, S.; Markwardt, S. und Dittrich, M. (2016): Ökologische Bewertung. In: Krüger, M.; Becker, B. und Fricke, K. (2016): Leitfaden zum Enhanced Landfill Mining. Bundesministerium für Bildung und Forschung r³- Strategische Metalle, Verbundvorhaben TÖNSLM. FKZ033R090A. [Online] [Zugriff: 16.03.2017] Verfügbar unter: https://www.umwelt.nrw.de/fileadmin/redaktion/Broschueren/landfill_mining_leitfaden.pdf. S. 123 – 137.

REMIX Mineralstoff GmbH (2018): Eignung für Straßen- und Deponiebau, Bau von Lärmschutzwällen oder als Betonzuschlag. [Online] [Zugriff: 10.06.2018] Verfügbar unter: <https://www.gra-nova.de/MVAa/hausmuellverbrennungsasche-einsatzbereiche.html>.

Rendek, E.; Ducom, G. und Germain, P. (2007): Influence of waste input and combustion technology on MSWI bottom ash quality. *Waste* (27)10. S. 1403 – 1407.

Rettenberger, G. (1998): Rückbau und Abgrabung von Deponien und Altablagerungen. Verlag Abfall aktuell. Stuttgart.

Rettenberger, G. (2012): Rohstoffpotential in Deponien. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. und Goldmann, D. (Hrsg.): Recycling und Rohstoffe. Band 5. Neuruppin: TK-Verl. S. 919 – 932.

Rhein.main.deponienachsorge (r.m.n) (2014): Bericht über die Eigenkontrolle der Schlackedeponie Offenbach gemäß §5 der Eigenkontrollverordnung von oberirdischen Deponien und § 6 der Eigenkontrollverordnung von Abwasserbehandlungsanlagen. Berichtsjahr 2014.

Rübner, K.; Weimann, K. und Herbst, T. (2008): Möglichkeiten der Nutzung industrieller Reststoffe im Beton. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Recycling und Rohstoffe. Neuruppin. TK-Verl. S 289 – 311.

Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) (2005): Auf dem Weg zur Europäischen Ressourcenstrategie: Orientierung durch ein Konzept für eine stoffbezogene Umweltpolitik. [Online] [Zugriff: 12.05.2018] Verfügbar unter: https://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/_DE/04_Stellungnahmen/2005_Stellung_Europaeische_Ressourcenstrategie.pdf;jsessionid=AA5C269048C6DE277DA80BDF28FF6C8A.2_cid284?__blob=publicationFile&v=4.

Sanden, J. und Schomerus, T. (2012): Rechtsfragen des Landfill Mining – Weiterentwicklung des Deponierechts zur Rückgewinnung von Ressourcen. *Zeitschrift für das Recht der Abfallwirtschaft*. Jahrgang 11. Ausgabe 5. S. 194 – 201. Zitiert in: Krüger, M.; Becker, B. und Fricke, K. (2016): Leitfaden zum Enhanced Landfill Mining. Bundesministerium für Bildung und Forschung r³- Strategische Metalle, Verbundvorhaben TÖNSLM. FKZ033R090A. [Online] [Zugriff: 16.03.2017] Verfügbar unter: https://www.umwelt.nrw.de/fileadmin/redaktion/Broschueren/landfill_mining_leitfaden.pdf.

Schlömp, S. H. (2014): Geotechnische Untersuchungen und Bewertung bautechnischer Eignung von Müllverbrennungsschlacken und deren Gemischen mit Böden. Dissertation. Agrar- Umweltwissenschaftliche Fakultät der Universität Rostock. [Online] [Zugriff: 12.08.2018] Verfügbar unter: http://rosdok.uni-rostock.de/file/rosdok_disshab_0000001399/rosdok_derivate_0000028903/Dissertation_Schloemp_2015.pdf.

Schmeisky, H. (2011): Aufkommen und Verwertung von Aschen und Schlacken sowie den darin enthaltenen Wertstoffen im Bundesland Hessen. Hessischer Forschungsverbund für Abfall, Umwelt und Ressourcenschutz e.V., Witzenhausen.

Schmidmeyer, S. (2014): Markt für mineralische Recycling-Baustoffe – Erfahrungen aus der Sicht der Praxis. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Mineralische Abfälle und Nebenprodukte – Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. Neuruppin. TK-Verl. S 105 – 116.

Schnell, A.; Müller, A.; Rübner, K. und Ludwig, H. M. (2012): Mineralische Bauabfälle als Rohstoff für die Herstellung leichter Gesteinskörnungen. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. und Goldmann, D. (Hrsg.): Recycling und Rohstoffe. Band 5. Neuruppin. TK-Verl. S 469 – 494.

Schubert, H. (1996): Aufbereitung fester Stoffe, Band II: Sortierprozesse. 4. völlig neu bearbeitete Auflage. Stuttgart: Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie.

Seifert, S.; Thome, V. und Karlstetter, C. (2013): Elektrodynamische Fragmentierung – Eine Technologie zur effektiven Aufbereitung von Abfallströmen. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Aschen, Schlacken, Stäube – aus Abfallverbrennung und Metallurgie. Neuruppin. TK-Verl. S. 353 – 366.

SGS Institut Fresenius GmbH (2015): Analysebericht PCDD/PCDF und PCB von 2 Proben der MVA-Deponie Offenbach. Im Auftrag von: Technische Universität Braunschweig Leichtweiß-Institut für Wasserbau, Abteilung Abfall- und Ressourcenwirtschaft.

Shen, H. und Forssberg, E. (2003): An overview of recovery of metals from slags. Waste Management. Ausgabe 23(10). September 2013. S. 933 – 949.

Simon, F. G.; Schmidt, V. und Carcer, B. (1995): Alterungsverhalten von Müllverbrennungsschlacke. Müll und Abfall, 1995 (11). S.759 – 764.

Simon, F. G. und Holm, O. (2011): Aufschluss, Trennung und Rückgewinnung von Metallen aus Rückständen thermischer Prozesse.

Speiser, C. (2001): Exothermer Stoffumsatz in MVA-Schlackedeponien. Mineralogische und geochemische Charakterisierung von Müllverbrennungsschlacken, Stoff- und Wärmebilanz. Dissertation, Technische Universität München Verfügbar unter: <https://mediatum.ub.tum.de/doc/601188/601188.pdf>.

Spieser, C. (2001): Exotherme Stoffumsetzung in MVA-Schlackedeponien: Mineralogische und geochemische Charakterisierung von Müllverbrennungsschlacke, Stoff- und Wärmebilanz. Dissertation. Institut für Wasserchemie und Chemische Balneologie, Lehrstuhl für Hydrologie, Hydrochemie und Umweltanalytik der Technischen Universität München. [Online] [Zugriff: 05. Juni 2017] Verfügbar unter: <https://mediatum.ub.tum.de/doc/601188/601188.pdf>.

Statista GmbH (2017): Seltene Erden – Dossier. [Online] [Zugriff: 15.04.2018] Verfügbar unter: <https://de.statista.com/statistik/studie/id/6596/dokument/seltene-erden-statista-dossier/>.

Statista GmbH (2018a): Durchschnittlicher Preis für Dieselmotortreibstoff in Deutschland in den Jahren 1950 bis 2018* (Cent pro Liter). [Online] [Zugriff: 16.10.2018] verfügbar unter: <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/779/umfrage/durchschnittspreis-fuer-dieselmotortreibstoff-seit-dem-jahr-1950/>.

Statista GmbH (2018b): Durchschnittlicher Preis für Kupfer weltweit von März 2015 bis März 2018 (in US-Dollar je Tonne). [Online] [Zugriff: 12.06.2018] Verfügbar unter: <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/665319/umfrage/durchschnittlicher-preis-fuer-kupfer-weltweit-monatlich/>.

Statista GmbH (2018c): Industriestrompreis in Deutschland in den Jahren 2000 bis 2017 (in Euro-Cent pro Kilowattstunde). [Online] [Zugriff: 10.10.2018] Verfügbar unter: <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/155964/umfrage/entwicklung-der-industriestrompreise-in-deutschland-seit-1995/>.

STEINERT GmbH (2018): Auskunft über Anschaffungskosten eines Kombinationsaggregates Magnetabscheider & Wirbelstromscheider (STEINERT FinesMaster). Schriftliche Mitteilung vom 10.12.2018.

Stocker, T. F.; Qin, D.; Plattner, G.-K.; Tignor, M. M. B.; Allen, S. K.; Boschung, J.; Nauels, A.; Xia, Y.; Bex, V. und Midgley, P. M. (2013): Climate Change 2013 – The Physical Science Basis Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. [Online] [Zugriff am: 10.06.2018] Verfügbar unter: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/WG1AR5_all_final.pdf.

Stegmann, R., Heyer, K.-U., Hup, K. und Willand, A. (2006): Deponienachsorge - Handlungsoptionen, Dauer, Kosten und quantitative Kriterien für die Entlassung aus der Nachsorge. Forschungsprojekt im Auftrag des Umweltbundesamtes. Förderkennzeichen 20434327. [Online] [Zugriff: 03.05.2018] Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/deponienachsorge-handlungsoptionen-dauer-kosten>.

Stocking, G. (2016a): Innovative Aufbereitung von Müllverbrennungsschlacke. In: Pomberg, R.; Adam, J.; Aldrian, A.; Hiden, S.; Höllen, D.; Kranzinger, L.; Lorber, K.E.; Neuhold, S.; Nigl, T.; Pfandl, K.; Sare, R.; Schwarz, T.; Sedlazeck, P. und Wellacher, M. (Hrsg.): Recycling & Abfallverwertung Abfallwirtschaft & Ressourcenmanagement Deponietechnik & Altlasten Sondersession. Abfallverwertungstechnik & Abfallwirtschaft Eigenverlag. AVAW. S. 237 – 242.

Stocking, G. (2016b): Nassmechanische Aufbereitung von Abfallverbrennungssaschen – Betriebsergebnisse einer großtechnischen Anlage in Österreich. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 3 – Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. Neuruppin. TK-Verl. S. 207 – 222.

STORK Umweltdienste GmbH (2018a): Ergebnisse des Technikumsversuches zur Separation von Metallen aus der deponierten MVA-Schlacke der Schlackedeponie Offenbach. E-Mail vom 09.04.2018.

Stork Umweltdienste GmbH (2018b): Preise für die erzeugte Fe- und NE-Fraktion bei der Aufbereitung von abgelagerter MVA-Schlacke. Mündliche Mitteilung. Vom 03.03.2018.

Szépöölgyi, J.; Bertóti, I.; Varga, I.; Mohai, M.; Székely, T. und Párkányi, I. (1988): Studies on the flotation of a non-ferrous slag. In: Minerals Engineering. Ausgabe 1(2). S. 127 – 136.

Thomè-Kozmeinsky, K. J. (1994): Thermische Abfallbehandlung. EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik. Berlin.

Thomè-Kozmiensky, K. J. (2013): Möglichkeiten und Grenzen der Verwertung von Sekundärabfällen aus der Abfallverbrennung. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Aschen, Schlacken, Stäube - Aus der Abfallverbrennung und Metallurgie. Neuruppin. TK-Verl. S. 79 – 280.

TL BuB E-StB 09 (2009): Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen Technische Lieferbedingungen für Böden und Baustoffe im Erdbau des Straßenbaus. Ausgabe 2009. Köln: FGSV-Verl. FGSV R1, Regelwerke. 597.

TL Gestein-StB 04 (2007): Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen Technische Lieferbedingungen für Gesteinskörnungen im Straßenbau. Ausgabe 2004. Fassung 2007. Köln. FGSV-Verl.

TL SoB-StB 04 (2007): Technische Lieferbedingungen für Baustoffgemische und Böden zur Herstellung von Schichten ohne Bindemittel im Straßenbau. Ausgabe 2004. Fassung 2007. Köln. FGSV-Verl.

Todd, O. S. und McKinley, J. P. (2000): Abiotic Controls on H₂ Production from Basalt. Environ. Sci. Technol. 34. 826 – 831. Zitiert in: Klein, R. (2002): Wasser-, Stoff- und Energiebilanz von Deponien aus Müllverbrennungsschlacken. Dissertation. Institut für Wasserchemie und Chemische Balneologie, Lehrstuhl für Hydrologie, Hydrochemie und Umweltanalytik der Technischen Universität München. [Online] [Zugriff: 19. Juni 2017] Verfügbar unter: <https://mediatum.ub.tum.de/doc/601230/601230.pdf>.

Umans, L. (2011): Landfill mining: a multi-actor approach on policy preparation. In: 13th international waste management and landfill symposium. Sardinia. 2011.

Umweltbundesamt (UBA) (2007): Beispielhafte Darstellung einer vollständigen, hochwertigen Verwertung in einer MVA unter besonderer Berücksichtigung der Klimarelevanz. Forschungsbericht 20533311. [Online] [Zugriff: 12.03.2018] Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3445.pdf>.

Umweltbundesamt (UBA) (2015): Klimaschutzpotenziale der Abfallwirtschaft – Darstellung der Potenziale zur Verringerung der Treibhausgasemission aus dem Abfallsektor in den OECD Staaten und ausgewählten Schwellenländern; Nutzung der Erkenntnisse im Abfalltechniktransfer. [Online] [Zugriff: 12.05.2018] verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_46_2015_klimaschutzpotenziale_der_abfallwirtschaft_0.pdf.

Umweltbundesamt (UBA) (2018): Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix in den Jahren 1990 – 2017. [Online] [Zugriff: 12.10.2018] verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2018-05-04_climate-change_11-2018_strommix-2018_0.pdf.

UVPG (2017): Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung. In der Fassung der Bekanntmachung vom 24.02.2010 (BGBl. I S. 94). Die zuletzt durch Artikel 2 des Gesetzes vom 8. September 2017 (BGBl. I S. 3370) geändert worden ist.

Van de Winkel, F.; Schunicht, J. und Pak, C. (2014): Sortierung von Nichteisenmetallen mit sensorbasierter Sortierung. In: In: Thomè-Kozmiensky, K. J. und Goldmann, D. (Hrsg.): Recycling und Rohstoffe. Band 7. Neuruppin. TK-Verl. S 455 – 470.

Van der Sloot, H. A.; Comans, R. J.; Eighmy, T. T.; Kosson, D. S. (1992): Interpretation of Municipal Solid Waste Incinerator Residue Leaching Data in Relation to Utilization and Disposal in: Faulstich, M., Hg.: Rückstände aus der Müllverbrennung. Ausgabe: 1. EF-Verlag für Energie und Umwelttechnik GmbH.

VerpackV (2013): Verordnung über die Vermeidung und Verwertung von Verpackungsabfällen (Verpackungsverordnung – VerpackV), vom 21. August 1998 (BGBl. S. 2379). zuletzt durch Artikel 11 (BGBl. I S. 2745) vom 18. Julie 2017 geändert wurden ist.

VersatzV (2012): Verordnung über den Versatz von Abfällen unter Tage (Versatzverordnung – VersatzV). In der Fassung der Bekanntmachung vom 24.07.2002 (BGBl. I S. 2833). Die zuletzt durch Artikel 5 Absatz 25 des gesetztes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212) geändert worden ist.

VDI 3866 Blatt 5:2004-10 (2004): Bestimmung von Asbest in technischen Produkten - Rasterelektronenmikroskopisches Verfahren. Oktober 2004. Berlin: Beuth. VDI-Richtlinie.

VDI 3499 Blatt 1:2003-07 (2003): Messen von Emissionen - Messen von polychlorierten Dibenzo-p-dioxinen (PCDD) und Dibenzofuranen (PCDF) - Verdünnungsmethode; Ausführungsbeispiel zur DIN EN 1948 im Konzentrationsbereich < 0,1 ng I-TEQ/m³ und Ergänzung für den Konzentrationsbereich > 0,1 ng I-TEQ/m³; Bestimmung in Filterstaub, Kesselasche und in Schlacken. Juli 2003. Berlin: Beuth. VDI-Richtlinie.

Wagner, T. P. (2014): Case study of a successful landfill mining operation. Vortrag. Second Symposium on Urban Mining. Bergamo.

Wagner, T. P. und Raymond, T. (2015): Landfill mining: Case study of a successful metals recovery project. Waste Management. Ausgabe 45. S. 448 – 457.

Wanka, S. (2017): Nassmechanische Aufbereitung der Feinfraktion von Deponat mit dem Ziel der Erzeugung verwertbarer Stoffströme. Dissertation. Fakultät Architektur, Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften. Technische Universität Braunschweig. [Online] [Zugriff: 10.01.2018] Verfügbar unter: https://publikationsserver.tu-braunschweig.de/servlets/MCRFileNodeServlet/dbbs_derivate_00044128/Diss_Wanka_Sebastian.pdf.

Weh, A. (2015): Effiziente Metallrückgewinnung aus Kehrichtverbrennungssasche mittels Hochspannungsimpulsverfahren. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 2 – Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. Neuruppin. TK-Verl. S. 167 – 191.

Weibel, G.; Eggenberger, U.; Mäder U. und Schlumberger, S. (2016): Effizienz von Extraktionsverfahren bei der Metallentfrachtung von MVA-Flugaschen. In: Tagungsband zur 13. Recy & DepoTech-Konferenz, Montanuniversität Leoben. Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (AVAW).

Weigand, H. und Marb, C. (2005): Zusammensetzung und Schadstoffgehalt von Restmüll aus Haushaltungen – Teil 2: Restmüllzusammensetzung als Funktion von Siedlungsstruktur und Abfallwirtschaftssystem. Müll und Abfall. Ausgabe 37(10). S. 522 – 529.

WHG (2017): Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz – WHG). In der Fassung der Bekanntmachung vom 31.07.2009 (BGBl. I S. 2585). Die zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 18. Juli 2017 (BGBl. I S. 2771) geändert wurde.

Wiemer, K.; Bartsch, B. und Schmeisky, H. (2009): Deponie als Rohstofflagerstätten von morgen – Ergebnisse einer hessenweiten Untersuchung. In: Wiemer, K. und Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Sekundärrohstoffverwertung VI – stofflich, energetisch. Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH. S. 685 – 716.

Wiemer, K. und Gronholz, C. (2011): Ressourcen- und Klimarelevanz von Aschen und Schlacken aus Abfallverbrennungsanlagen. In: Wiemer, K. und Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Sekundärrohstoffverwertung VI – stofflich, energetisch. Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH. S. 101 – 112.

Wotruba, H. und Weitkämper, L. (2013): Aufbereitung metallurgischer Schlacken. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Recycling und Rohstoffe, Band 6. Neuruppin. TK-Verl. S. 623 – 634.

Zeddel, A.; Quadflieg, A. und Utermann, J. (2016): Grundsätze für die Anwendung der Geringfügigkeitsschwellen an der Schnittstelle Wasserrecht – Abfallrecht – Bodenschutzrecht. In: Thomè-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 3 – Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. Neuruppin. TK-Verl. S. 51 – 64.

Zhang, F.-S.; Yamasaki, S. und Kumura, K. (2001): Rare earth element content in various waste ashes and the potential risk to Japanese soils. Environment International. Ausgabe 27(5). S. 393 – 398.

Zwahr, R. (2004): Ash Recycling: Just a Dream?. 12th Annual North American Waste-to-Energy Conference. Savannah, Georgia, USA.

Anhang

Grundlagen

Anlage 1: Erläuterung der Bautechnischen Anforderungen an MVA-Schlacke in Schichten ohne Bindemittel**Stoffliche Kennzeichnung**

Bei Recyclingbaustoffen ist die stoffliche Zusammensetzung, bis zum Vorliegen einer DIN EN gemäß DIN EN „Merkblatt über die Wiederverwertung von mineralischen Baustoffen als Recycling- Baustoffe im Straßenbau“ (M RC) zu ermitteln und anzugeben, weiterhin ist die stoffliche Zusammensetzung gemäß Anhang B, Tabelle 1. B, *TL-Gestein-StB 04 (2007)* einzuhalten.

Rohdichte

Die Rohdichte der Gesteinskörnung ist gemäß DIN EN 1097-6, Anhang A zu ermitteln und anzugeben. Die Rohdichte ist definiert als der Quotient aus seiner Masse und seinem Volumen, inklusive der Eigen- und Kornporen. Soweit gefordert, ist die Schüttdichte nach DIN EN 1097-3 zu bestimmen und anzugeben. Diese ist definiert als Quotient der Stoffmasse und Schüttvolumen inklusive Kornzwischenraum und Kornporen (*Onkelbach, 2016*).

Korngruppe/ Lieferkörnung

Für Gesteinskörnungen müssen für die weitere Verwendung Lieferkörnungen gemäß der Tabelle 1, *TL-Gestein-StB 04 (2007)* angegeben werden. Lieferkörnungen werden im Straßenbau als abgestufte Korngemische benötigt, um eine hohe Dauerhaftigkeit und Tragfähigkeit zu gewährleisten. Die Lieferkörnung wird über die Angabe des oberen (D) und unteren (d) Siebkorndurchmessers definiert, wobei ein definierter Anteil an Überkorn ($>D$) beziehungsweise Unterkorn ($<d$) erlaubt ist (*TL-Gestein-StB 04, 2007; Onkelbach, 2016*).

Korngrößenverteilung

Die Korngrößenverteilung von Baustoffgemischen bestimmt wesentlich die Eigenschaften von Schichten ohne Bindemitteln, z.B. hinsichtlich der Tragfähigkeit oder Frostsicherheit. Die Korngrößenverteilung wird nach DIN EN 933-1 bestimmt und dient der weiteren Kategorisierung der Gesteinskörnung gemäß Tabelle 2, *TL-Gestein-StB 04 (2007)*, indem der Anteil an Über- und Unterkorn ermittelt wird (*KIT, 2013*).

Zusammengefasste Korngruppe

Die Kombination mehrerer benachbarter Lieferkörnungen ist möglich, es gelten dabei die Anforderungen an den Über- beziehungsweise Unterkornanteil gemäß der Tabelle 3, *TL-Gestein-StB 04 (TL-Gestein-StB 04, 2007)*.

Gehalt an Feinanteilen

Als Feinanteil wird gemäß *TL-Gestein-StB 04* die Kornklasse bezeichnet, die das Sieb mit einer Maschenweite von 0,063 mm passiert. Diese Feinanteile können aus schluffigen oder tonigen Bestandteilen bestehen. Der Anteil der Feinanteile ist anzugeben, da diese beispielsweise die Plastizität und die Wasseraufnahme der Gesteinskörnung beeinflussen (*Neroth und Vollenschaar, 2011*).

Anforderungen an die zulässigen Gehalte an Feinanteilen, in Abhängigkeit der Lieferkörnung, sind in der *TL-Gestein-StB 04*, Tabelle 5 aufgelistet. Für die Anwendung der Gesteinskörnung im Bereich Schichten ohne Bindemittel ist eine Prüfung der Qualität der Feinanteile gemäß Tabelle 6, *TL-Gestein-StB 04* nicht erforderlich.

Kornform grober Gesteinskörnungen

Im Gegensatz zu gedrungenen Körnern behindern platte Körner den Verdichtungs Vorgang. Platte Körner sind weiterhin anfälliger gegen Zerschlagen, da sie im Gegensatz zu gedrungenen Körnern schlechter in das umgebende Material eingebettet sind. Die Kornform der Gesteinskörnung wird als Kornformkennzahl SI (DIN EN 933-4) oder als Plattigkeitskennzahl FI (DIN EN 933-3) bestimmt. Die Kornformkennzahl SI ergibt sich dabei aus dem Massenanteil ungünstig geformter Körner, deren Verhältnis von Länge zu Dicke größer als 3:1 ist. Die Plattigkeitskennzahl ergibt sich aus dem Anteil ungünstig geformter Körner die mittels Schlitzsieben abgesiebt wurden. Gemäß Tabelle 7 beziehungsweise Tabelle 8, *TL-Gestein-StB 04*, erfolgt in Abhängigkeit des Anteiles ungünstig geformter Körner eine Kategorisierung der Gesteinskörnung, wobei die Kornform gemäß *TL-Gestein-StB 04* nur für grobe Gesteinskörnungen zu bestimmen ist (*KIT, 2013*) (*Onkelbach, 2016; TL-Gestein-StB 04, 2007*).

Anteil gebrochener Oberflächen

Mit steigendem Anteil der gebrochenen Oberflächen innerhalb einer Gesteinskörnung nimmt die Verzahnung innerhalb der Gesteinskörnung zu und damit die innere Reibung beziehungsweise das Lastaufnahmevermögen. Die Bestimmung des Anteiles der gebrochenen Oberflächen erfolgt nach DIN EN 933-5. Über die visuell bestimmten Massenanteile an gebrochenen Körnern, vollständig gebrochenen Körnern und vollständig runder Körner kann eine Kategorisierung der Gesteinskörnung hinsichtlich dem Anteil gebrochener Oberflächen nach Tabelle 9, TL-Gestein-StB 04 erfolgen. Der Anteil gebrochener Oberflächen ist gemäß TL-Gestein-StB 04 nur für grobe Gesteinskörnungen zu bestimmen (*TL-Gestein-StB 04, 2007; KIT, 2013*).

Fließkoeffizient

Der Fließkoeffizient ist für die Gesteinskörnungen 0/2 mm sowie $d = 0$ und $D \geq 8$ mm gemäß DIN EN 933-6 zu bestimmen. Der Fließkoeffizient ist ein Maß für die versteifende Wirkung der Gesteinskörnung und für Anwendungen im Bereich Asphalt von Relevanz. Als Fließkoeffizient ist die Zeit in Sekunden definiert, welche ein festes Volumen einer Gesteinskörnung benötigt, um unter festgelegten Bedingungen durch eine definierte Öffnung zu fließen (*TL-Gestein-StB 04, 2007; KIT, 2013*).

Widerstand gegen Zertrümmerung

Straßen sind mechanischen Beanspruchungen ausgesetzt, weshalb die Gesteinskörnungen widerstandsfähig gegenüber Zertrümmerung sein müssen. Der Widerstand gegenüber Zertrümmerung wird als Schlagzertrümmerungswert SZ nach Abschnitt 6 (DIN EN 1097-2) oder als Los Angeles-Koeffizient LA nach Abschnitt 2 (DIN EN 1097-2) bestimmt. In den Analyseverfahren wird die Gesteinsprobe mechanisch beansprucht, wobei diese eine Zerkleinerung erfährt. Mittels Siebung wird anschließend der Zertrümmerungsgrad bestimmt und eine Kategorisierung der Gesteinskörnung hinsichtlich des Widerstandes gegen Zertrümmerung kann anhand Tabelle 12 beziehungsweise Tabelle 13 gemäß TL-Gestein-StB 04 erfolgen. Der Widerstand gegen Zertrümmerung ist nur für grobe Gesteinskörnungen durchzuführen (*TL-Gestein-StB 04, 2007; KIT, 2013*).

Wasseraufnahme

Die TL-Gestein fordert im Bereich Straßenbau den Einsatz witterungsbeständiger Gesteinskörnungen. Anhand der Wasseraufnahme wird der Widerstand gegenüber Frostbeanspruchungen bestimmt, die Prüfung der Wasseraufnahme erfolgt gemäß (DIN EN 1097-6). Weist die Gesteinskörnung eine Wasseraufnahme von weniger als 0,5 % auf, wird dieser ein ausreichender Frostwiderstand zugeschrieben. Eine Kategorisierung hinsichtlich der Wasseraufnahme erfolgt in der Tabelle 18, TL-Gestein-StB 04. Für Hochofenschlacken sowie poröse Gesteinskörnungen ist dieses Verfahren nicht geeignet (*Onkelbach, 2016; TL-Gestein-StB 04, 2007*).

Widerstand gegenüber Frostbeanspruchung

Halten die Gesteinskörnungen die Anforderungen hinsichtlich der Wasseraufnahme nicht ein, ist gemäß TL-Gestein-StB 04 der Widerstand gegenüber Frostbeanspruchung nach DIN EN 1367-1 zu ermitteln. Die Gesteinsproben werden dabei im wassergetränktem Zustand zehn Frost-Tau-Wechseln unterzogen und anschließend hinsichtlich Rissbildung und Absplitterung untersucht. Der Anteil der abgesplitterten Bestandteile wird über eine Siebanalyse bestimmt. Eine Kategorisierung der Gesteinskörnung hinsichtlich der Widerstandsfähigkeit gegenüber Frostbeanspruchung erfolgt anhand der Tabelle 19, TL-Gestein (*Onkelbach, 2016; TL-Gestein-StB 04, 2007*).

Plastizität

Die Plastizität, bestimmt nach DIN 18122-1, dient Feststellung der Zustandsgrenzen bindiger Böden zwischen Sprödigkeit und Elastizität und ist ein Maß für das Wasserbindungsvermögen.

Anlage 2: Anforderung an die Korngrößenverteilung grobkörniger Böden nach DIN 18196 (TL- BuB E- StB, 2009)

Grobkörnige Böden	Korngrößen- Massenanteil [Ma.-%]			Bodengruppen und Kurzzeichen
	$d \leq 0,063 \text{ mm}$	$d \leq 2 \text{ mm}$	$d > 63 \text{ mm}$	
Kieskorn (Grant=G)	≤ 5	≤ 60	≤ 5	GE, GW, GI
Sandkorn (S)		> 60		SE, SW, SI

Kurzzeichen gemäß DIN 18196

G = Kieskorn

S = Sandkorn

E = Eng gestuft

W = Weit gestuft

I = intermittierend gestuft

Anlage 3: Anforderung an die Korngrößenverteilung gemischter Böden nach DIN 18196 (TL- BuB E- StB, 2009)

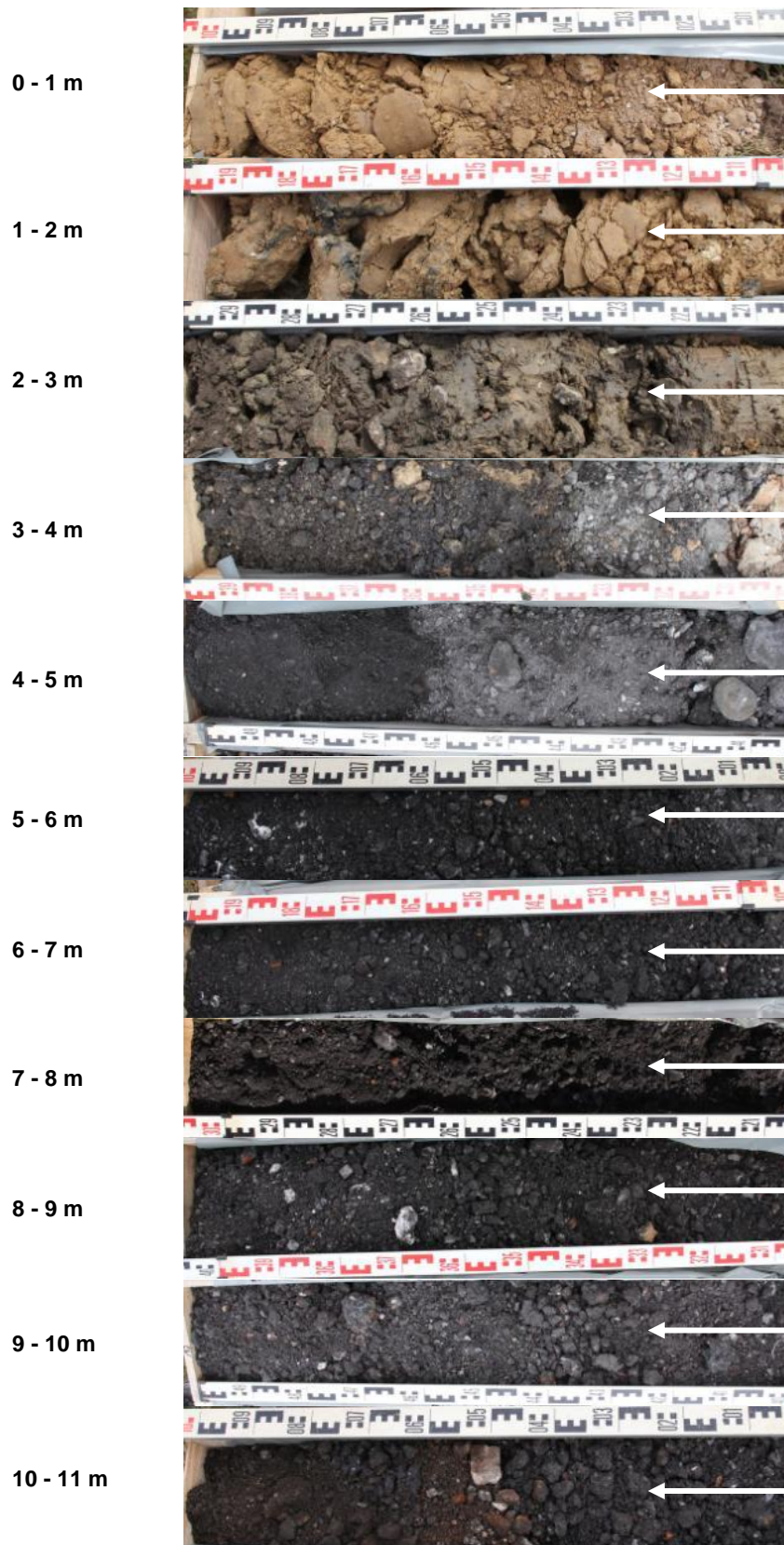
Gemischtkörnige Böden	Korngrößen- Massenanteil [M.-%]			Bodengruppe und Kurzzeichen
	$d \leq 0,063 \text{ mm}$	$d \leq 2 \text{ mm}$	$d > 63 \text{ mm}$	
Geringer Feinkornanteil a	$5 < a \leq 15$	≤ 60	≤ 5	GU, GT
		> 60		SU, ST
Hoher Feinkornanteil a	$15 < a \leq 40$	≤ 60		GU*, GT*
		> 60		SU*, ST*

T = Tonig

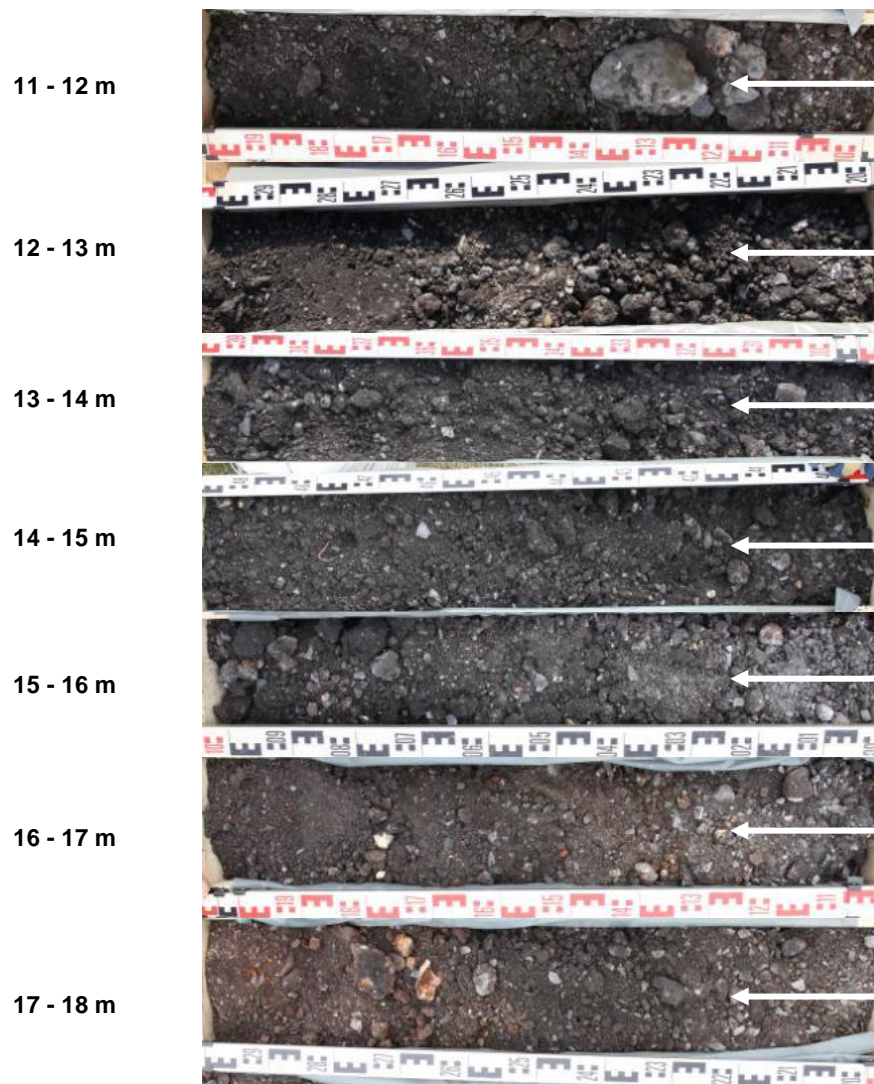
U = Schluffig

Material und Methoden

Anlage 4: Fotodokumentation des Bohrkerns BK01 (Bohrungen 09.06.2015 bis 10.06.2015)



Anlage 5: Fotodokumentation des Bohrkerns BK01 (Bohrungen 09.06.2015 bis 10.06.2015)



Ergebnisse

Anlage 6: Fotodokumentation der Nass- und Trockensiebung von BK03**Trockensiebung****Nasssiebung**

> 31,5 mm



31,5 - 20 mm



20 - 16 mm



16 - 12,5 mm



12,5 - 8 mm



Anlage 7: Fotodokumentation der Nass- und Trockensiebung von BK03**Trockensiebung****Nasssiebung****8 - 4 mm****4 - 2 mm****2 - 1 mm**

Anlage 8: Ergebnisse der Feststoffuntersuchungen bezüglich der enthaltenen Metalle in allen fünf Bohrkernen über die Ablagerungshöhe

Bohrkern	Tiefe [m]	Höhe [m NN]	Aluminium [mg/kg TS]	Eisen [mg/kg TS]	Mangan [mg/kg TS]	Cadmium [mg/kg TS]	Zink [mg/kg TS]	Kupfer [mg/kg TS]	Nickel [mg/kg TS]	Blei [mg/kg TS]
BK01	4,2 - 4,7	146,01	-	82.500,00	750,00	40,00	5.000,00	1.250,00	140,00	4.500,00
	4,7 - 5,3	145,46	40.400,00	107.500,00	750,00	40,00	5.000,00	1.250,00	250,00	2.000,00
	7,7 - 10	141,61	36.800,00	87.500,00	800,00	40,00	4.000,00	2.500,00	170,00	1.500,00
	11 - 12	138,96	-	95.000,00	750,00	20,00	3.500,00	1.000,00	100,00	1.500,00
	12,3 - 14	137,31	30.400,00	117.500,00	900,00	30,00	6.500,00	3.000,00	180,00	2.000,00
	17 - 18	132,96	56.750,00	150.000,00	1.000,00	30,00	6.000,00	7.000,00	180,00	5.000,00
BK02	7 - 9,3	141,84	53.650,00	82.500,00	800,00	40,00	5.000,00	1.500,00	110,00	22.500,00
	9,5 - 12	139,24	25.900,00	55.000,00	700,00	40,00	8.000,00	3.500,00	150,00	1.500,00
	12,3 - 15	136,34	34.400,00	70.000,00	800,00	40,00	4.500,00	1.200,00	190,00	1.500,00
	15 - 17	133,99	29.750,00	120.000,00	3.000,00	40,00	7.500,00	1.500,00	150,00	8.000,00
	18 - 20	130,99	30.250,00	155.000,00	1.250,00	20,00	4.000,00	1.250,00	150,00	2.500,00
BK03	4,7 - 7,5	144,24	42.150,00	102.500,00	900,00	30,00	4.000,00	1.500,00	250,00	3.000,00
	8 - 10	140,74	40.500,00	67.500,00	700,00	30,00	3.500,00	1.500,00	170,00	1.500,00
	11,5 - 13,3	137,59	31.100,00	67.500,00	800,00	40,00	4.500,00	1.000,00	500,00	2.000,00
	13,3 - 15	135,84	35.650,00	135.000,00	900,00	20,00	3.500,00	1.000,00	150,00	1.500,00
	15,5 - 18	133,49	34.400,00	145.000,00	1.250,00	20,00	4.500,00	1.500,00	110,00	2.000,00
BK04	3,5 - 6	145,24	38.750,00	62.500,00	1.000,00	30,00	5.500,00	1.250,00	90,00	1.500,00
	6 - 8,5	142,74	36.400,00	107.500,00	900,00	30,00	5.000,00	1.200,00	110,00	2.000,00
	9 - 12	139,49	34.300,00	95.000,00	1.200,00	30,00	3.500,00	3.000,00	700,00	3.000,00
	13 - 16	135,49	30.900,00	95.000,00	800,00	80,00	3.500,00	1.500,00	500,00	2.000,00
	16 - 18	132,99	34.950,00	117.500,00	900,00	40,00	4.500,00	1.000,00	80,00	3.500,00
BK05	3,4 - 5,2	145,98	26.400,00	102.000,00	1.000,00	20,00	3.000,00	30.000,00	165,00	1.000,00
	5,2 - 7,3	144,03	37.300,00	70.000,00	1.000,00	33,33	2.500,00	4.000,00	120,00	1.500,00
	7,5 - 10,0	141,53	34.900,00	72.000,00	1.000,00	30,00	3.500,00	3.000,00	105,00	1.000,00
	11,3 - 13,3	137,98	33.750,00	116.000,00	1.000,00	20,00	3.500,00	3.500,00	335,00	1.500,00
	17,0 - 20,0	131,78	30.700,00	152.000,00	1.500,00	26,67	3.500,00	3.000,00	320,00	1.500,00

Anlage 9: Übersicht der PCDD/PCDF-Analysen des Bohrkerns BK04 (SGS Institut Fresenius, 2015)

Bohrkern	BK04		
Ablagerungshöhe	145,89 m NN		
PCDD/PCDF	Konzentration	I-TEF	I-TEQ
	[ng/kg TS]		
2,3,7,8-TCDD	27	1	27
1,2,3,7,8-PeCDD	63	0,5	31,5
1,2,3,4,7,8-HxCDD	100	0,1	10
1,2,3,6,7,8-HxCDD	293	0,1	29,3
1,2,3,7,8,9-HxCDD	192	0,1	19,2
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	3.770	0,01	37,7
OCDD	15.500	0,001	15,5
2,3,7,8-TCDF	80	0,1	8
1,2,3,7,8-PeCDF	145	0,05	7,3
2,3,4,7,8-PeCDF	172	0,5	86
1,2,3,4,7,8-HxCDF	294	0,1	29,4
1,2,3,6,7,8-HxCDF	378	0,1	37,8
1,2,3,7,8,9-HxCDF	35	0,1	3,5
2,3,4,6,7,8-HxCDF	544	0,1	54,4
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	2.560	0,01	25,6
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	331	0,01	3,3
OCDF	1.870	0,001	1,9
I-TEQ (NATO-CCMS)	427,4 ng/kg TS		
Bohrkern	BK04		
Ablagerungshöhe	137,49 m NN		
PCDD/PCDF	Konzentration	I-TEF	I-TEQ
	[ng/kg TS]		
2,3,7,8-TCDD	26	1	26
1,2,3,7,8-PeCDD	72	0,5	36
1,2,3,4,7,8-HxCDD	116	0,1	11,6
1,2,3,6,7,8-HxCDD	317	0,1	31,7
1,2,3,7,8,9-HxCDD	227	0,1	22,7
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	3.110	0,01	31,1
OCDD	8.310	0,001	8,3
2,3,7,8-TCDF	100	0,1	10
1,2,3,7,8-PeCDF	184	0,05	9,2
2,3,4,7,8-PeCDF	216	0,5	108
1,2,3,4,7,8-HxCDF	304	0,1	30,4
1,2,3,6,7,8-HxCDF	426	0,1	42,6
1,2,3,7,8,9-HxCDF	43	0,1	4,3
2,3,4,6,7,8-HxCDF	506	0,1	50,6
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	2.080	0,01	20,8
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	262	0,01	2,6
OCDF	1.090	0,001	1,1
I-TEQ (NATO-CCMS)	447,0 ng/kg TS		

Anlage 10: Übersicht der PCB-Analysen des Bohrkerns BK04 (SGS Institut Fresenius, 2015)

Bohrkern	BK04	BK04
Ablagerungshöhe	145,89 m NN	137,49 m NN
Ballschmitter PCB	[mg/kg TS]	
PCB 28	0,006	0,009
PCB 52	0,003	0,004
PCB 101	< 0,002	< 0,002
PCB 138	< 0,001	< 0,002
PCB 153	< 0,002	< 0,002
PCB 180	< 0,001	< 0,001
Summe 6 PCB	0,015	0,02
Gesamt-PCB-Belastung	0,075	0,1

Anlage 11: Ergebnisse der Feststoffuntersuchungen an den Entnahmestellen der Säulen 1 und 2

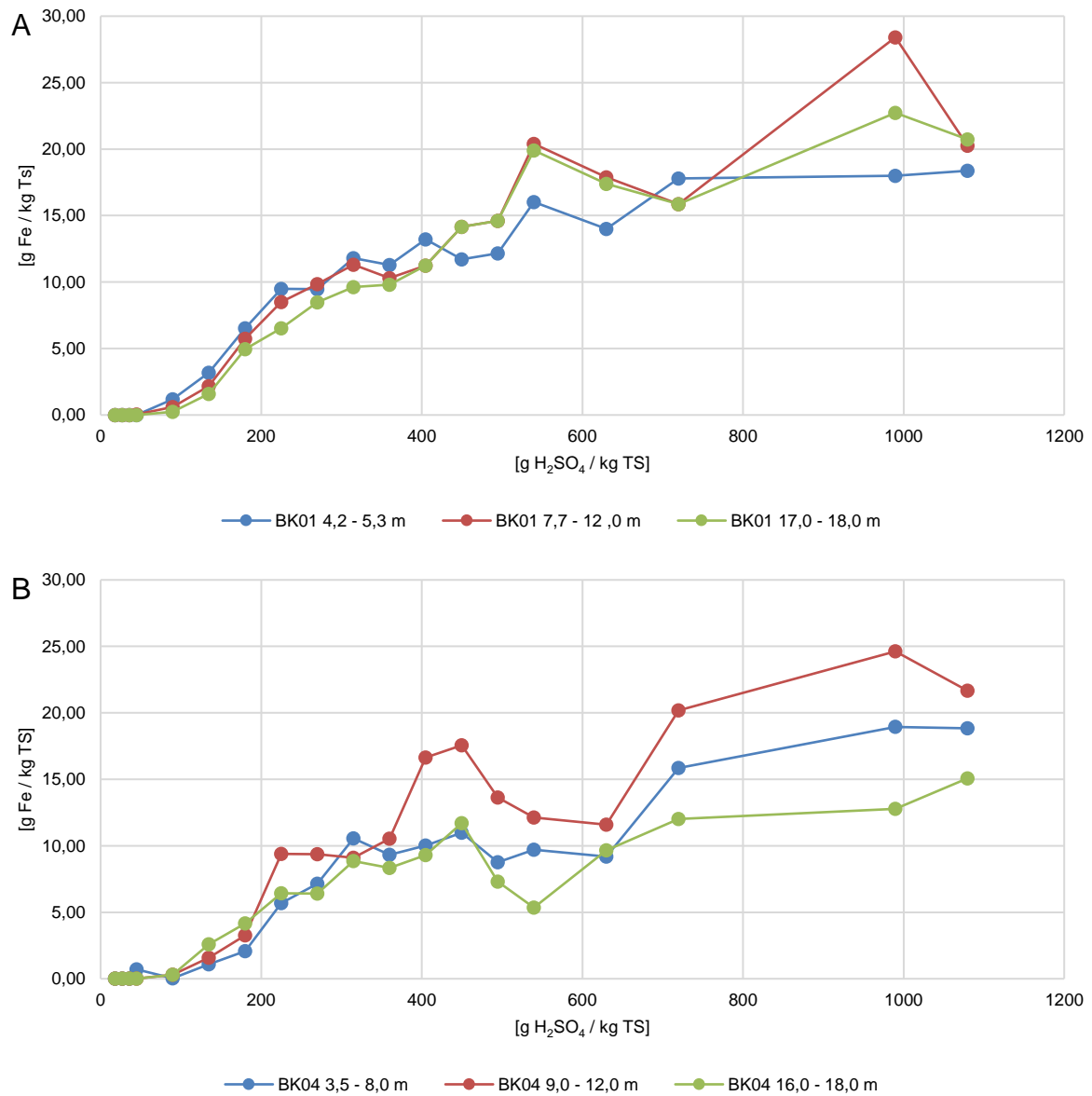
Säule 1 (Beregnung mit pH 5,5)								
Entnahmestelle (gemittelt auf Deponie Ablagerungshöhe)	Tag	Eisen [mg/kg]	Kupfer [mg/kg]	Blei [mg/kg]	Zink [mg/kg]	Cadmium [mg/kg]	Mangan [mg/kg]	Nickel [mg/kg]
148 m NN	06.07.2018	60.000,00	1.250,00	1.400,00	3.750,00	40,00	1.000,00	70,00
	30.07.2018	20.433,18	613,00	735,59	1.021,66	16,35	408,66	32,69
	03.09.2018	57.500,00	1.100,00	1.600,00	4.500,00	40,00	900,00	1.000,00
	15.10.2018	87.351,50	2.096,44	2.795,25	6.289,31	41,93	1.118,10	111,81
	29.11.2018	50.000,00	1.500,00	2.500,00	5.000,00	50,00	1.000,00	150,00
142 m NN	06.07.2018	60.000,00	2.000,00	3.500,00	6.000,00	60,00	1.000,00	250,00
	30.07.2018	60.000,00	2.500,00	2.000,00	6.000,00	60,00	1.200,00	150,00
	03.09.2018	65.000,00	1.500,00	1.600,00	4.500,00	40,00	700,00	150,00
	15.10.2018	45.000,00	2.000,00	1.500,00	4.000,00	40,00	800,00	200,00
	29.11.2018	57.500,00	3.500,00	2.000,00	4.000,00	30,00	800,00	300,00
137 m NN	06.07.2018	80.000,00	1.250,00	1.700,00	7.000,00	40,00	900,00	150,00
	30.07.2018	60.000,00	3.000,00	3.500,00	8.000,00	50,00	900,00	200,00
	03.09.2018	57.986,29	1.581,44	2.003,16	4.744,33	42,17	738,01	158,14
	15.10.2018	47.092,06	1.569,74	1.098,81	4.709,21	23,55	549,41	117,73
	29.11.2018	45.000,00	1.200,00	2.500,00	4.000,00	30,00	800,00	200,00
Säule 2 (Beregnung mit pH 5,5)								
Entnahmestelle (gemittelt auf Deponie Ablagerungshöhe)	Tag	Eisen [mg/kg]	Kupfer [mg/kg]	Blei [mg/kg]	Zink [mg/kg]	Cadmium [mg/kg]	Mangan [mg/kg]	Nickel [mg/kg]
148 m NN	06.07.2018	60.000,00	2.500,00	3.000,00	5.500,00	50,00	1.000,00	200,00
	30.07.2018	70.000,00	3.000,00	2.500,00	7.000,00	60,00	1.200,00	400,00
	03.09.2018	47.500,00	2.000,00	2.000,00	4.000,00	50,00	700,00	250,00
	15.10.2018	76.188,54	3.047,54	2.031,69	5.079,24	60,95	1.219,02	304,75
	29.11.2018	45.000,00	3.500,00	55.000,00	6.000,00	40,00	900,00	250,00
142 m NN	06.07.2018	55.000,00	2.500,00	2.000,00	5.500,00	50,00	1.000,00	150,00
	30.07.2018	47.500,00	2.500,00	3.500,00	4.500,00	50,00	900,00	150,00
	03.09.2018	90.000,00	1.500,00	3.500,00	4.000,00	50,00	800,00	100,00
	15.10.2018	42.350,45	1.588,14	79.407,09	4.764,43	52,94	847,01	211,75
	29.11.2018	52.155,77	1.738,53	2.318,03	4.636,07	46,36	927,21	173,85
137 m NN	06.07.2018	80.000,00	4.500,00	2.500,00	5.500,00	40,00	1.000,00	200,00
	30.07.2018	92.500,00	2.500,00	1.700,00	3.500,00	30,00	1.000,00	200,00
	03.09.2018	65.000,00	2.250,00	2.000,00	8.000,00	50,00	700,00	150,00
	15.10.2018	53.454,50	2.004,54	2.138,18	4.677,27	40,09	801,82	200,45
	29.11.2018	62.500,00	4.500,00	2.500,00	4.500,00	40,00	1.000,00	200,00

Anlage 12: Ergebnisse der Feststoffuntersuchungen an den Entnahmestellen der Säulen 3 und 4

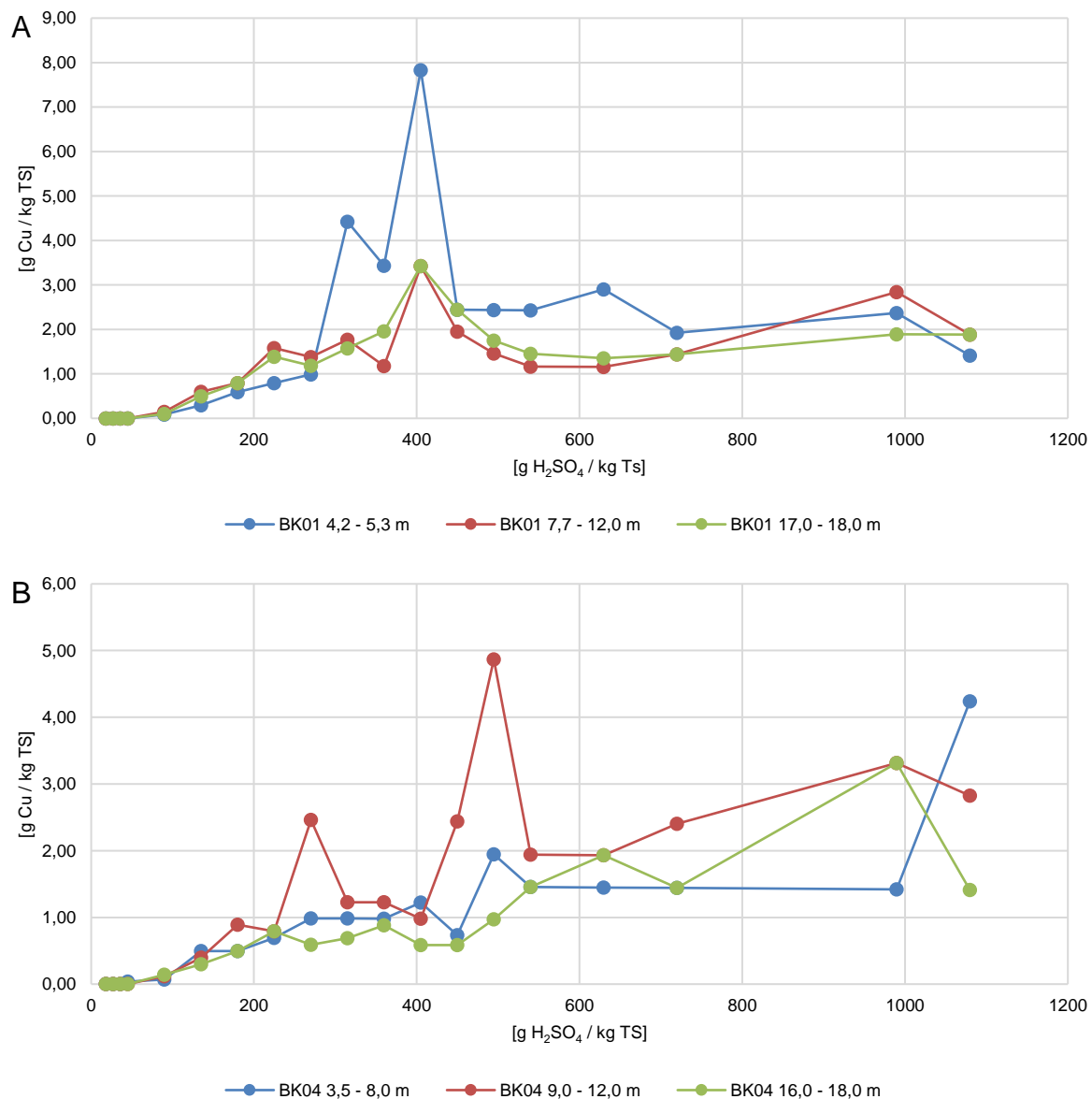
Säule 3 (Beregnung mit pH 4,0)								
Entnahmestelle (gemittelt auf Deponie Ablagerungshöhe)	Tag	Eisen [mg/kg]	Kupfer [mg/kg]	Blei [mg/kg]	Zink [mg/kg]	Cadmium [mg/kg]	Mangan [mg/kg]	Nickel [mg/kg]
148 m NN	06.07.2018	65.000,00	3.500,00	3.500,00	5.500,00	70,00	1.100,00	200,00
	30.07.2018	52.500,00	3.000,00	1.600,00	5.000,00	40,00	1.000,00	150,00
	03.09.2018	72.500,00	4.000,00	5.000,00	4.000,00	40,00	1.500,00	350,00
	15.10.2018	30.000,00	45.000,00	1.100,00	10.000,00	20,00	600,00	2.500,00
	29.11.2018	62.500,00	1.500,00	2.500,00	4.500,00	40,00	1.000,00	150,00
142 m NN	06.07.2018	80.000,00	30.000,00	2.000,00	4.000,00	40,00	1.000,00	200,00
	30.07.2018	70.000,00	5.000,00	2.500,00	5.500,00	60,00	1.100,00	200,00
	03.09.2018	57.500,00	1.500,00	3.000,00	4.500,00	50,00	900,00	150,00
	15.10.2018	30.000,00	1.500,00	1.300,00	42.500,00	30,00	1.300,00	70,00
	29.11.2018	21.732,04	2.716,51	2.173,20	5.976,31	32,60	869,28	76,06
137 m NN	06.07.2018	60.000,00	2.000,00	2.500,00	5.000,00	40,00	900,00	150,00
	30.07.2018	77.500,00	3.000,00	3.000,00	9.000,00	40,00	1.000,00	800,00
	03.09.2018	60.000,00	2.000,00	2.000,00	3.500,00	40,00	700,00	150,00
	15.10.2018	65.000,00	1.500,00	1.900,00	5.000,00	20,00	700,00	110,00
	29.11.2018	74.468,09	1.418,44	2.836,88	4.255,32	28,37	709,22	113,48
Säule 4 (Beregnung mit pH 4,0)								
Entnahmestelle (gemittelt auf Deponie Ablagerungshöhe)	Tag	Eisen [mg/kg]	Kupfer [mg/kg]	Blei [mg/kg]	Zink [mg/kg]	Cadmium [mg/kg]	Mangan [mg/kg]	Nickel [mg/kg]
148 m NN	06.07.2018	65.000,00	1.500,00	1.800,00	5.000,00	50,00	1.000,00	150,00
	30.07.2018	82.500,00	2.500,00	1.600,00	5.500,00	40,00	1.100,00	200,00
	03.09.2018	90.000,00	1.500,00	2.000,00	7.000,00	40,00	800,00	200,00
	15.10.2018	61.996,28	92.994,42	2.273,20	5.166,36	41,33	1.239,93	516,36
	29.11.2018	42.992,26	1.612,21	2.149,61	5.911,44	32,24	1.074,81	161,22
142 m NN	06.07.2018	55.000,00	2.500,00	3.500,00	5.000,00	50,00	900,00	150,00
	30.07.2018	42.500,00	1.500,00	3.000,00	5.500,00	50,00	1.000,00	150,00
	03.09.2018	55.000,00	900,00	1.500,00	3.500,00	40,00	700,00	80,00
	15.10.2018	50.977,06	2.548,85	2.209,01	5.947,32	50,98	2.209,01	118,95
	29.11.2018	61.385,37	1.292,32	2.584,65	4.523,13	38,77	904,63	193,85
137 m NN	06.07.2018	90.000,00	2.000,00	1.800,00	4.500,00	40,00	900,00	150,00
	30.07.2018	100.000,00	3.000,00	3.000,00	5.500,00	30,00	1.000,00	250,00
	03.09.2018	120.000,00	1.500,00	1.400,00	3.000,00	20,00	900,00	150,00
	15.10.2018	65.000,00	1.500,00	1.900,00	5.000,00	20,00	700,00	110,00
	29.11.2018	77.500,00	1.500,00	4.000,00	6.500,00	30,00	900,00	150,00

Anlage 13: Ergebnisse der Feststoffuntersuchungen an den Entnahmestellen der Säulen 5 und 6

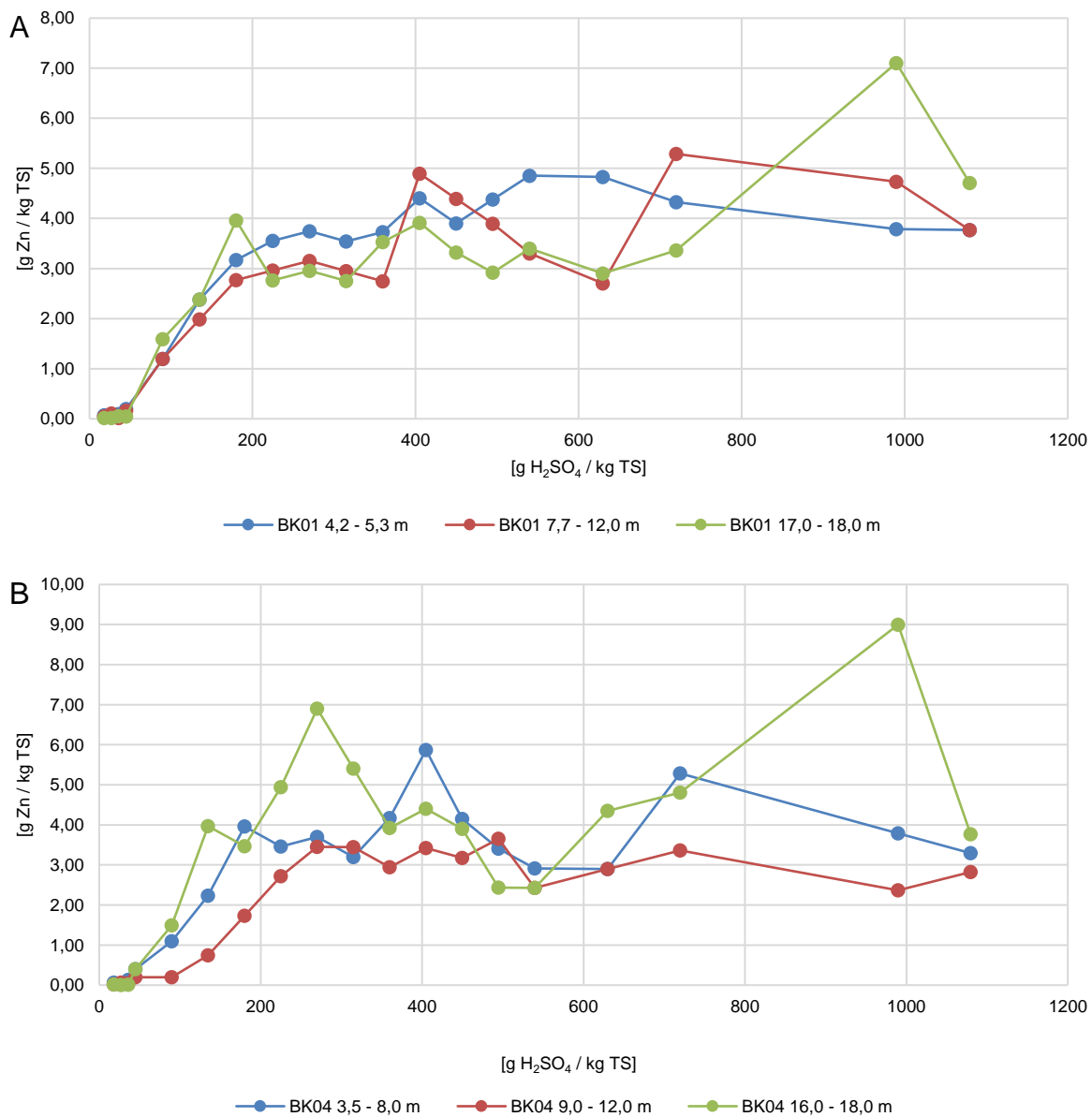
Säule 5 (Beregnung mit pH 2,0)								
Entnahmestelle (gemittelt auf Deponie Ablagerungshöhe)	Tag	Eisen [mg/kg]	Kupfer [mg/kg]	Blei [mg/kg]	Zink [mg/kg]	Cadmium [mg/kg]	Mangan [mg/kg]	Nickel [mg/kg]
148 m NN	06.07.2018	75.000,00	1.500,00	3.000,00	6.000,00	70,00	1.250,00	150,00
	30.07.2018	62.500,00	1.600,00	2.500,00	5.500,00	40,00	1.400,00	250,00
	03.09.2018	45.000,00	1.500,00	2.000,00	4.500,00	40,00	700,00	150,00
	15.10.2018	65.977,57	1.759,40	1.979,33	5.498,13	43,99	1.099,63	131,96
	29.11.2018	59.548,83	10.508,62	2.101,72	9.107,47	42,03	980,80	210,17
142 m NN	06.07.2018	55.000,00	2.000,00	2.000,00	4.500,00	50,00	1.100,00	200,00
	30.07.2018	60.000,00	2.500,00	2.000,00	4.500,00	40,00	1.000,00	150,00
	03.09.2018	62.500,00	2.000,00	2.500,00	4.500,00	40,00	800,00	200,00
	15.10.2018	95.000,00	1.500,00	1.500,00	4.000,00	30,00	900,00	110,00
	29.11.2018	73.803,60	2.330,64	1.553,76	6.215,04	46,61	932,26	388,44
137 m NN	06.07.2018	70.000,00	2.500,00	2.000,00	4.000,00	40,00	1.000,00	700,00
	30.07.2018	67.500,00	2.500,00	2.500,00	6.500,00	30,00	1.000,00	150,00
	03.09.2018	67.500,00	1.500,00	1.900,00	3.000,00	20,00	600,00	200,00
	15.10.2018	72.141,40	2.404,71	1.923,77	5.410,60	24,05	841,65	180,35
	29.11.2018	62.500,00	2.000,00	1.800,00	5.000,00	30,00	1.000,00	150,00
Säule 6 (Beregnung mit pH 2,0)								
Entnahmestelle (gemittelt auf Deponie Ablagerungshöhe)	Tag	Eisen [mg/kg]	Kupfer [mg/kg]	Blei [mg/kg]	Zink [mg/kg]	Cadmium [mg/kg]	Mangan [mg/kg]	Nickel [mg/kg]
148 m NN	06.07.2018	65.000,00	3.500,00	3.500,00	5.500,00	70,00	1.100,00	200,00
	30.07.2018	57.500,00	1.500,00	3.000,00	5.000,00	40,00	1.100,00	200,00
	03.09.2018	45.000,00	1.000,00	1.200,00	4.000,00	30,00	700,00	150,00
	15.10.2018	52.500,00	1.500,00	1.600,00	4.500,00	50,00	900,00	150,00
	29.11.2018	46.699,88	3.113,33	1.452,89	6.226,65	51,89	2.594,44	155,67
142 m NN	06.07.2018	80.000,00	30.000,00	2.000,00	4.000,00	40,00	1.000,00	200,00
	30.07.2018	72.500,00	5.500,00	1.700,00	4.500,00	30,00	1.000,00	150,00
	03.09.2018	52.500,00	30.000,00	1.200,00	19.000,00	30,00	500,00	200,00
	15.10.2018	51.936,94	48.881,83	2.199,68	4.277,16	36,66	1.099,84	305,51
	29.11.2018	42.572,37	901,53	1.502,55	4.006,81	40,07	4.006,81	200,34
137 m NN	06.07.2018	60.000,00	2.000,00	2.500,00	5.000,00	40,00	900,00	150,00
	30.07.2018	67.500,00	2.500,00	1.800,00	6.500,00	30,00	900,00	250,00
	03.09.2018	77.500,00	1.500,00	1.500,00	3.500,00	20,00	700,00	150,00
	15.10.2018	55.000,00	2.000,00	2.000,00	4.000,00	30,00	700,00	80,00
	29.11.2018	62.305,30	2.076,84	1.973,00	4.153,69	31,15	4.153,69	155,76



Anlage 14: Fe-Lösung in BK01 (A) und BK04 (B) nach schwefelsaurem Aufschluss in Abhängigkeit der Säuremenge und Ablagerungstiefe



Anlage 15: Cu-Lösung in BK01 (A) und BK04 (B) nach schwefelsaurem Aufschluss in Abhängigkeit der Säuremenge und Ablagerungstiefe



Anlage 16: Zn-Lösung in BK01 (A) und BK04 (B) nach schwefelsaurem Aufschluss in Abhängigkeit der Säuremenge und Ablagerungstiefe

Ökonomische und ökologische Bewertung

Anlage 17: Technische Daten Schrägrost Rüttelsieb Powerscreen® Warrior 800

Transportmaße	9,22 m / 2,5 m / 3,09 m (L / B / H)		
Betriebsmaße	11,11 m / 14,09 m / 3,92 m (L / B / H)		
Breite Raupenfahrwerk	400 mm		
Gewicht	ca. 16.700 kg		
Antrieb	Motor-Typ DEUTZ TD 2011 L04I 4-Motor		
Motor-Leistung	66,2 PS (49,4 kW)		
Fassungsvermögen Kraftstofftank	145 l		
Durchsatz	max. 280 Mg/h		
Siebkasten	2,77 m x 1,22 m (doppelt gelagert)		
Anzahl Siebdecks	2		
Siebeinsätze	variabel		
Kapazität Einfülltrichter	2,9 m³		
Breite Aufgabeband	1.050 mm		
Austragsbänder (Seite, Seite, Heck)	Feinkorn	Mittelkorn	Grobkorn
Abwurfhöhe	3,82 m	3,64 m	3,03 m
Breite	650 mm	650 mm	1.050 mm
Bandgeschwindigkeit	variabel	variabel	variabel

Anlage 18: Technische Daten Kombinationsaggregat Magnetabscheider & Wirbelstromabscheider STEINERT FinesMaster

Wirbelstromabscheider	NES 6119 (exzentrisch)		
Korngrößen	1 – 200 mm		
Maße	Durchmesser Poltrommel:	500 – 610 mm	
	Arbeitsbreite:	500 – 2.500 mm	
Magnetscheider	MRB (Zweistufig, Permanentmagnet)		
Durchsatz	50 Mg/h jeweils		
Betriebszeit	8 h/d		
Wartungszeit	1 h/d		
Stromverbrauch	170 kWh		
Dieserverbrauch	250 l/d (bei o. g. Betriebszeit), ➤ Verbrauch Radlader inbegriffen		
<u>Austragsbänder</u>			
Länge	7 m		
Breite	1 m		
Höhe	3 m		

Anlage 19: Technische Daten Bagger CAT 352F

Motor	Cat® C13 ACERT™
Motorleistung	317 kW/ 431 PS
Einsatzgewicht	50.900 kg
Löffelvolumen	3,1 m³
Maximale Grabtiefe	7.510 mm
Verbrauch	30 l/h

Anlage 20: Technische Daten Muldenkipper CAT 772G

Motor	Cat® C18 ACERT™
Drehzahl	1700 r/min
Zylinder	6
Motorleistung	446 kW
Gewicht (Rahmen + Mulde)	34.713 kg
Soll-Bruttoeinsatzgewicht	82.100 kg
Höchstgeschwindigkeit beladen	79,2 km/h
Fassungsvermögen Mulde	31,2 m³
Soll-Nutzlast	46,8 Mg
Verbrauch	35 l/h

Anlage 21: Technische Daten Radlader CAT 930 M

Motor	Cat® C7.1 ACERT™
Motorleistung	117 kW
Einsatzgewicht	14.007 kg
Löffelvolumen	2,1 – 5 m³ (hier mit 4 m³ gerechnet)
Verbrauch	20 l/h

Anlage 22: Technische Daten Förderband

Motor	
Motorleistung	1 kW
Durchsatz	380 Mg/h
Einsatzgewicht	135 kg
Maße Band (H/B/L)	1,5 m / 1 m / 4 m
Verbrauch	5 l/h

Anlage 23: Eigenkontrollmaßnahmen der MVA-Schlackedeponie Offenbach in der Nachsorgephase (r.m.n, 2014)

Eigenkontrollmaßnahmen	Turnus
Sickerwasser und Sickerwassererfassungssystem	
Kontrolle der Menge des Gesamtsickerwassers einschließlich der Teilströme, die in das Kanalnetz des Entsorgungsbetriebes der Stadt Offenbach bzw. in das Sammelbecken der MVA-Anlage abgegeben werden	kontinuierlich mittels magnetisch-induktiver Durchflussmessung
Analyse der Inhaltsstoffe des abgeführten Gesamtsickerwassers	vierteljährlich
Analyse der Inhaltsstoffe des Sickerwassers aus dem basisabgedichteten Bereich der MVA-Schlackedeponie	vierteljährlich
Überprüfung der Funktionsfähigkeit des Drain- und Ableitungssystems im gesamten Deponiebereich	
- Hochdruckspülungen des Sickerwassererfassungs- und -ableitungssystems im basisgedichteten Deponieteil	halbjährlich
- Hochdruckspülungen der beiden Stränge des Ableitungskanals des Wasserhaltungssystems	halbjährlich
- Hochdruckspülungen der Sickerwasserdruckleitung zur MVA-Anlage	halbjährlich
- TV-Kontrollen des Sickerwassererfassungs- und -Ableitungssystems (Sickerwasserdeponiedrainage) und der beiden Stränge des Ableitungskanals des Wasserhaltungssystems	jährlich
- Sichtkontrollen durch das Betriebspersonal	regelmäßig
Überprüfung der Funktionsfähigkeit der technischen Einrichtungen der Wasserhaltungssysteme	kontinuierliche über Druckdifferenzsensoren
Deponiekörper	
Überprüfung des Setzungs- und Verformungsverhaltens des Deponiekörpers	alle drei Jahre
Temperaturmessungen in der MVA-Schlackedeponie	jährlich
Grundwasser und Oberflächenwasser	
Grundwasserlotung	alle vier Jahre bzw. vierteljährlich (abhängig von der Grundwassermessstelle)
Erstellung des Grundwassergleichenplans	alle vier Jahre
Überprüfung der Funktionsfähigkeit der Grundwasserumleitungssysteme	alle zwei Jahre
Analyse der Inhaltsstoffe des Grundwassers	viertel- bzw. halbjährlich (abhängig von der Grundwassermessstelle)
Analyse der Inhaltsstoffe im Oberflächenwasser (Wildhofsbach)	vierteljährlich
Deponiekontrollgänge und Kontrolle der vorhandenen Einrichtungen	
Pumpwerk	wöchentlich
Pumpschächte und Schaltschränke	wöchentlich
Messcontainer	wöchentlich
Innen- und Außenpegel des Wasserhaltungssystems	wöchentlich
Grundwasserumleitungspegel	wöchentlich
Schiebeschächte	wöchentlich
Zaun und Tor	wöchentlich
Wege und Berme	wöchentlich
Ablaufrohr Drosselstrecke	wöchentlich
Pflegegänge	halbjährlich

Anlage 24: Berechnungsgrundlage der Inputstoffströme (Strom, Diesel und Wasser) der Landfill Mining Szenarien 1a und 1b

Aggregate		MVA-Schlacke [Mg]	kumulierte Betriebszeit für 6 Jahre [h]	benötigte Energieträger/Treibstoff			
Bezeichnung	Anzahl						
Vorkonditionierung							
				Diesel		Energieäquivalent¹	
				[l/h]	[l]	[kWh]	
Löffelbagger (CAT 352F)	4	1.060.000	40.800	30	1.224.000	11.982.960	
Muldenkipper (CAT 772G)	1		10.200	35	357.000	3.495.030	
Radlader (CAT 930 M)	1		10.200	20	204.000	1.997.160	
Schrägrost Rüttelsieb (Powerscreen® Warrior 800)	1		10.200	15	153.000	1.497.870	
Summe						18.973.020	
Grobkornaufbereitung							
				Diesel		Energieäquivalent¹	
				[l/h]	[l]	[kWh]	
Förderband mit händischer Nachsortierung	1	412.340	10.200	5,00	51.000	499.290	
Kombinationsaggregat Magnetabscheider & Wirbelstromscheider (STEINERT FinesMaster)	1		10.200	31,25	318.750	3.120.562	
				Strom			
				[kWh/Mg]	[kWh]		
				0,63	259.774	259.774	
Summe						3.879.626	
Feinkornaufbereitung 1. + 2. Stufe RENE-Verfahren							
				Elektrische Energie		Wasser	
				[kWh/Mg]	[kWh]	[m³/Mg]	[m³]
Nasssieb	1	647.660	10.200	0,09	58.289	0,2	129.532
Schwingsieb	1		10.200	0,09	58.289		
Walzenmühle	1		10.200	4,29	277.846		
Magnetscheider	1		10.200	0,03	19.430		
Barrierewirbelstromscheider	1		10.200	0,08	51.813		
Stabtrommelmühle	1		10.200	19,00	12.305.540		
Summe					12.771.207		129.532

¹ Umrechnungsfaktor Energiedichte von Diesel 9,79 kWh/l (Feisthammel, 2018)

Anlage 25: Berechnungsgrundlage der Personalkosten für die drei Betrachtungsbereiche der ökonomischen Bewertung

	Kostenfaktor	Annahme	Einheit
Basisannahmen	Arbeitsstunden pro Schicht	8	h/S
	Arbeitsschichten pro Tag	3	S/d
	Arbeitstage pro Woche	5	d/w
	Arbeitswochen pro Jahr	50	w/a
	Arbeitsstunden pro Jahr	6.000	h/a
	Effektiv genutzte Arbeitszeit	85	%
	Effektive Arbeitsstunden pro Jahr	5.100	h/a
Personal	Personalkosten Vorkonditionierung		
	Anzahl Ingenieure (4h/Woche)	1	-
	Anzahl Maschinenführer	3	-
	Jahresgehalt Ingenieur	54.000	€/a
	Jahresgehalt Maschinenführer	46.000	€/a
	Personalkosten insgesamt	143.400	€/a
Personal	Personalkosten Grobkornaufbereitung		
	Anzahl Ingenieure (4h/Woche)	1	-
	Anzahl der Arbeiter	2	-
	Anzahl Maschinenführer	1	-
	Jahresgehalt Ingenieur	54.000	€/a
	Jahresgehalt Arbeiter	36.000	€/a
	Jahresgehalt Maschinenführer	46.000	€/a
Personal	Personalkosten insgesamt	215.400	€/a
Personal	Personalkosten Feinkornaufbereitung		
	Anzahl Ingenieur	1	-
	Anzahl der Arbeiter	4	-
	Jahresgehalt Ingenieur	54.000	€/a
	Jahresgehalt Arbeiter	36.000	€/a
	Personalkosten insgesamt	198.000	€/a

Anlage 26: Berechnungsgrundlage der Betriebs-, Wartungs- bzw. Reparaturkosten für die drei Betrachtungsbereiche der ökonomischen Bewertung

Betriebskosten Vorkonditionierung						
	MVA-Schlacke	Betriebszeit	Diesel			
	[Mg]	[h]	[l/h]	[€/l]	[€]	[€/a ¹]
Löffelbagger	1.060.000	40.800	30	1,26	1.542.240	257.040
Muldenkipper		10.200	35	1,26	449.820	74.970
Radlader		10.200	20	1,26	257.040	42.840
Schrägrost Rüttelsieb		10.200	15	1,26	192.780	32.130
Wartung- und Reparatur ²					62.400	10.400
Summe					2.504.280	417.380
Betriebskosten für Grobkornaufbereitung						
	MVA-Schlacke	Betriebszeit	Diesel			
	[Mg]	[h]	[l/h]	[€/l]	[€]	[€/a ¹]
Förderband mit händischer Nachsortierung	412.340	10.200	5,00	1,26	128.526	21.421
			Diesel			
			[l/h]	[€/l]	[€]	[€/a ¹]
Kombinationsaggregat Magnetabscheider & Wirbelstromscheider		10.200	31,25	1,26	401.625	66.938
			Strom			
			[kWh/Mg]	[€/kWh]	[€]	[€/a ¹]
		10.200	0,63	0,09	23.380	3.897
Wartung- und Reparatur ²					293.280	48.880
Summe					846.811	141.136
Betriebskosten Feinkornaufbereitung 1. und 2. Stufe RENE-Verfahren						
	MVA-Schlacke	Betriebszeit	Elektrische Energie			
	[Mg]	[h]	[kWh/Mg]	[€/kWh]	[€]	[€/a ¹]
Nasssieb	647.660	10.200	0,09	0,09	5.246	874
Schwingsieb		10.200	0,09	0,09	5.246	874
Walzenmühle		10.200	4,29	0,09	250.062	41677
Magnetscheider		10.200	0,03	0,09	1.749	291
Barrierewirbelstromscheider		10.200	0,08	0,09	4.663	777
Stabtrommelmühle		10.200	19,00	0,09	1.107.499	184.583
			Wasser			
			[m ³]	[€/m ³]	[€]	[€/a ¹]
Nasssieb		10.200	129.620	2,35	304.607	50.768
Wartung- und Reparatur ³					163.800	27.300
Summe					2.305.472	384.245
Gesamte Betriebskosten der drei Bereiche					5.656.563	942.761

¹ Bezogen auf den geplanten Rückbau in 6 Jahren

² Wartung- und Reparaturkosten 8 %/a der Investitionskosten der Herstellerangaben (Breitenstein, 2017a)

³ Wartung- und Reparaturkosten 3 %/a der Investitionskosten der 1. + 2. Stufe des RENE-Verfahrens (Breitenstein, 2017)

Anlage 27: Verwendete Datensätze für die ökologische Bewertung der LFM Szenarien 1a und 1b

Phase der ökobilanziellen Bewertung	Produkte / Prozess	Berechnungsgrundlage (Datensatz)	Art	Bezugsland	Herkunft
Betriebsphase	Energie	Strommix, Produktion DE	Last	DE	Ecoinvent
	Frischwasser	Trinkwasser, ab Hausanschluss	Last	CH	Ecoinvent
	Diesel	Dieselmotor (int)	Last	Welt	Gemis
Verwertung / Beseitigung der erzeugten Stoffströme	Reststoffe	Deponie-Schlacke	Last	DE	Gemis
	Fe-Fraktion	Metall/Stahl-Betonstahl-Welt-2005	Gutschrift	Welt	Gemis
		Metall/Stahl-Betonstahl-85%Recycling-Welt-2005			
	NE-Fraktion	Metall/Kupfer-DE-primär-2010	Gutschrift	DE	Gemis
		Metall/Kupfer-DE-sekundär-2010			
		Metall/Aluminium DE 2010			
		Metall/Aluminium-DE-sekundär-2010			
	Mineralik	Kies gebrochen ab Abbau	Gutschrift	CH	Ecoinvent
	Cu-Konzentrat	Metall/Kupfer-DE-primär-2010	Gutschrift	DE	Gemis
		Metall/Kupfer-DE-sekundär-2010			
Basiszenario	Al-Konzentrat	Metall/Aluminium DE 2010	Gutschrift	DE	Gemis
		Metall/Aluminium-DE-sekundär-2010			
	Deponie	Deponie-Schlacke	Last	DE	Gemis
	Sickerwasser	Abwasser-Reinigung-DE-2005	Last	DE	Gemis